



**SVERIGES
LANTBRUKSUNIVERSITET**

NATURLIGA SYSTEM FÖR RENING AV LAKVATTEN I RANSTAD -

VILKA ÄR MÖJLIGHETERNA?

Erika Börjesson



Examensarbete

Handledare: Stig Ledin

**Institutionen för markvetenskap
Avdelningen för lantbrukets hydroteknik**

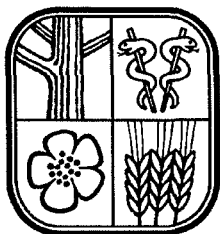
**Avdelningsmeddelande 99:2
Communications**

**Swedish University of Agricultural Sciences
Department of Soil Sciences
Division of Agricultural Hydrotechnics**

Uppsala 1999

ISSN 0282-6569

ISRN SLU-HY-AVDM- -99/2- -SE



**SVERIGES
LANTBRUKSUNIVERSITET**

NATURLIGA SYSTEM FÖR RENING AV LAKVATTEN I RANSTAD -

VILKA ÄR MÖJLIGHETERNA?

Erika Börjesson



Examensarbete

Handledare: Stig Ledin

**Institutionen för markvetenskap
Avdelningen för lantbrukets hydroteknik**

**Swedish University of Agricultural Sciences
Department of Soil Sciences
Division of Agricultural Hydrotechnics**

**Avdelningsmeddelande 99:2
Communications**

Uppsala 1999

ISSN 0282-6569

ISRN SLU-HY-AVDM- -99/2- -SE

REFERAT	7
ABSTRACT	8
1. INLEDNING	11
2. BAKGRUND	11
2.1 Ranstadsområdet	11
2.1.1 Allmänt	11
2.1.2 Berggrund	12
2.1.3 Jordarter	13
2.2 Alunskiffer	13
2.3 Utvinning av uran	14
2.4 Restprodukter	14
2.5 Återställande av landskapet	15
3. MATERIAL OCH METODER	16
4. LITTERATURÖVERSIKT ÖVER SITUATIONEN I RANSTAD	17
4.1 Hydrometeorologi och hydrologi	17
4.1.1 Nederbörd	17
4.1.2 Temperatur	17
4.1.3 Avrinningsområde och vattenföring	17
4.2 Lakrestupplaget	18
4.2.1 Metallhalter och miljömål i lakrestområdet	19
4.2.2 Jämförelse mellan metallhalter i dagvatten och i lakvattnet från Ranstads lakrestupplag	20
4.2.3 Utläckage av metaller från lakresten	22
4.3 Kemiska aspekter	23
4.3.1 Egenskaper hos järn	23
4.3.2 Mangans egenskaper	23
4.3.3 Nickels egenskaper	23
4.3.4 Egenskaper hos uran	24
4.3.5 Redoxpotentialens betydelse	24
4.3.6 Omsättning av tungmetaller i vatten och mark	24
4.4 Toxikologiska aspekter	25
4.4.1 Biotillgänglighet	25
4.4.2 Metallernas toxicitet och toxiska effekter	26

5. LITTERATURÖVERSIKT OCH DISKUSSION ÖVER RENINGSMETODER	26
5.1. Konventionell rening av lakvatten från gruvlakrestupplag	26
5.1.1 Rening av lakvatten genom kalktillsats	27
5.1.2 Fördelar med rening av lakvatten genom kalktillsats	27
5.1.3 Nackdelar med rening av lakvatten genom kalktillsats	27
5.2 Alternativ till konventionell rening av lakvatten från gruvlakrestupplag	27
5.3 Membranprocesser	28
5.4 Våtmark	28
5.4.1 Våtmark-definition	28
5.4.2 Våtmarkstyper	29
5.4.3 Reningsprocesser i en våtmark	29
5.4.4 Våtmarker som reningssystem	32
5.4.5 Konstruerade våtmarker	34
5.4.6 Fördelar med konstruerade våtmarker som reningssystem	36
5.4.7 Nackdelar med konstruerade våtmarker som reningssystem	37
5.5 Mikroorganismernas roll	38
5.6.1 Fördelar med användandet av mikroorganismer vid rening av lakvatten	40
5.6.2 Nackdelar med användandet av mikroorganismer vid rening av lakvatten	40
5.7 Vegetationens roll	40
5.7.1 Fördelar med vegetation för rening av lakvatten	41
5.7.2 Nackdelar med vegetation för rening av lakvatten	41
5.8 Biosorbenter	42
5.8.1 Fördelar med biosorbenter för rening av lakvatten	43
5.8.2 Nackdelar med biosorbenter för rening av lakvatten	43
5.9 Kalkstensfilter	43
5.9.1 Fördelar med kalkstensfilter för rening av lakvatten	43
5.9.2 Nackdelar med kalkstensfilter för rening av lakvatten	44
5.10 Torvfilter	44
5.10.1 Fördelar med torvfilter för rening av lakvatten	45
5.10.2 Nackdelar med torvfilter för rening av lakvatten	45
5.11 Markfilter	45
5.11.1 Fördelar med markfilter för rening av lakvatten	46
5.11.2 Nackdelar med markfilter för rening av lakvatten	47
5.12 Kombinationslösningar	47
5.12.1 Kombination av våtmarker och öppna dammar	47
5.12.2 Våtmark, konstruerade bäddar och filtrerande celler	48
5.12.3 Torv/kalkstenssystem kombinerat med våtmark	49
5.13 ”Naturens reningsmetod”	50

6. TILLÄMPNING AV ALTERNATIVA RENINGSMETODER I RANSTAD - DISKUSSION	52
6.1 Jämförelse mellan konventionella och icke konventionella reningsmetoder	52
6.1.1 Konstruerande	52
6.1.2 Kostnadsaspekter	52
6.1.3 Tidsperspektiv	53
6.1.4 Miljömässiga aspekter	53
6.2 Vad skulle kunna vara aktuellt i Ranstadsområdet?	53
6.2.1 Våtmarkssystem ?	54
6.2.2 Mikrobiella processer ?	57
6.2.3 Kalkstens-, mark- eller torvfilter ?	57
6.3 Förslag till eventuella modeller för alternativ rening av lakvattnet i Ranstad	58
6.3.1 Förslag till ett reningssystem i tre olika steg	58
6.3.2 Kan uppsamlingsdiken utnyttjas?	59
7. SLUTSATSER	61
8. FRAMTIDA STUDIER	62
9. TACKORD	63
10. REFERENSER	64

REFERAT

Under 1960-talet bröt man alunskiffer i Ranstad utanför Skövde för att utvinna uran. Uran lakades ur skiffern, lakrester bildades och deponerades i ett lakrestupplag. I lakresthögen bildas metallhaltigt lakvatten, till följd av vittringsprocesser och infiltrerande nederbörd, som sipprar ut i ett dike. Från diket leds lakvattnet in i ett kemiskt reningsverk där det renas genom kalkfällning innan det släpps ut i en magasineringssjö. När alunskifferbrytningen upphört började man återställa landskapet till dess ursprungliga utseende. Åren 1990-1992 genomfördes en omfattande restaurering av lakrestområdet. Lakresten täcktes med olika jordlager för att stoppa vittringen av lakresterna och minska bildningen av metallhaltigt lakvatten. Ett av slutstegen i renoveringsarbetet i Ranstad är att ersätta det kemiska reningsverket med en naturlig reningsmetod för att rena lakvattnet.

Syftet med det här examensarbetet har varit att identifiera problemen med lakvattnet i Ranstad och utifrån de förhållanden som råder undersöka vilka möjligheter för alternativ rening som finns. Det har gjorts genom litteraturstudier och kontakter med personer vid olika universitet och andra institutioner.

Metallhalterna i lakvattnet har sjunkit de senaste åren. Länsstyrelsen i Västra götaland län har satt upp miljömål för de olika komponenterna i lakvattnet. Med utgångspunkt ifrån dessa, innehåller lakvattnet i Ranstad för höga halter av järn, mangan, nickel och uran. Vid rening av lakvattnet bör åtgärderna inriktas på dessa komponenter. Naturliga reningssystem, till exempel i form av konstruerade våtmarker, har blivit populära lösningar i avlopps- och dagvattenreningssammanhang men har även börjat undersökas för rening av gruvlakvatten och lakvatten från industriavfall. Än så länge finns relativt få studier utförda under betingelser som kan liknas vid de som råder i Ranstad. En jämförelse med metallhalter i dagvatten och behandlingsmetoder för dagvatten har gjorts. Utifrån jämförelsen kan våtmark vara en ingående komponent i ett reningssystem för lakvattnet i Ranstad, men inte den enda metoden.

En lösning, enligt denna litteraturstudie, är att en kombination av olika reningsmetoder är det bästa för att rena metallhaltigt lakvatten. Man förlitar sig då inte på en enda reningsprocess utan utnyttjar flera. Ett sådant system blir mindre sårbart. Ett förslag för rening av lakvattnet i Ranstad är ett kombinationssystem där en eller flera dammar kombineras med någon form av markfilter och slutligen en konstruerad våtmark. I en oxiderings- och sedimenteringsdamm kan järn fällas ut som $\text{Fe}(\text{OH})_3$. Vid $\text{pH} > 6$ samfälls ofta mangan. Lakvattnet i Ranstad har pH runt 7 och denna reaktion är tänkbar. Nickel kan fångas i ett markfilter där torv ingår som en komponent. Torv har hög adsorptionsförmåga och finns att tillgå i området. Även uran har visats ha hög anrikningsfaktor i torv. I det slutliga våtmarkssteget skulle resterande metaller kunna avlägsnas genom metallsulfidutfällningar i en reducerande miljö. Mikroorganismer deltar i sulfidbildning och spelar en viktig roll i detta steg.

Fördelar med naturliga reningssystem jämfört med den kemiska rening som pågår idag är att de inte kräver energi, har låga driftkostnader och är mer eller mindre "självgående". Med tiden förväntas metallhalterna i lakvattnet sjunka och med en sådan utveckling kan ett naturligt system skapas som räcker för lång tid framöver. Nackdelar jämfört med kemisk rening är att det krävs omfattande kontrollprogram i ett uppstartningsläge. Det är svårt att förutsäga hur väl systemet fungerar under olika delar av året med varierande klimatbetingelser. Vidare kan det behövas en del underhåll, åtminstone under de första åren, då bottensediment i till exempel dammar kan behöva avlägsnas.

För att kunna konstruera ett naturligt reningssystem i Ranstad krävs vidare studier och forskning. Effekten av de olika reningsstegen bör testas i fält- respektive laboratorieförsök.

ABSTRACT

During the 1960s uranium was extracted from alum slate that was mined in the Ranstad area south of the town of Skövde in the southwest part of Sweden. Uranium was leached from the alum slate, tailings were created and deposited in a tailingstock. Inside the tailings metal containing mine drainage is formed due to infiltration of precipitation and weathering processes. The drainage water is collected in a ditch surrounding the tailings. From the ditch the drainage water is pumped into a chemical treatment plant where it is treated by liming. Finally the cleaned water is released into a small storage lake. When the extraction of uranium stopped a reconditioning of the landscape was started. During 1990-1992 a thorough restoration of the Ranstad area was done. The tailings were covered with different soil layers to stop infiltration, percolation of water and weathering and to decrease the amount of drainage water. One of the last steps in the reconditioning of the Ranstad area is to replace the chemical treatment plant with a natural treatment method to treat the drainage water.

The aim of this study was to identify the problems with the drainage water in Ranstad and to investigate available alternatives to chemical treatment. The work has been carried out through studies of literature and communication with researchers at Universities and departments.

Over the last years the metal content in the drainage water has gradually decreased. There are environmental goals for the metal content in the drainage water and in a comparison with these, the iron, manganese, nickel and uranium content in the drainage water are too high. When considering alternative treatment of the drainage water, mainly these metals should be taken into consideration. Natural treatment systems, for example constructed wetlands, has become popular solutions when dealing with stormwater runoff and sewage water. Recently such methods have been considered also for treating mine drainage water and drainage water from industrial sewage. So far, there are few studies with parameters comparable to the situation in Ranstad. A comparison with metal content in stormwater runoff and treatment methods for this was made in this study. The comparison showed that a constructed wetland can be one component in a natural treatment system but not the only one.

One solution, according to this study, is to combine different treatment methods to get the best result when treating metal containing drainage water. Thereby not only one treatment process is used but several ones since such a system becomes less vulnerable. A suggestion for treatment of the drainage in Ranstad is a combined treatment system where one or a couple of ponds are connected with a filter (constructed of gravel and peat) and, finally, a constructed wetland. The drainage water in Ranstad has a pH of about 7. In a pond ferrous iron can be oxidised to ferric iron and precipitation of $\text{Fe}(\text{OH})_3$ can occur. At $\text{pH} > 6$ manganese may be coprecipitated. Nickel can be caught in a peat filter. Peat has high adsorption capacity and can be readily found in the area. Also uranium can be adsorbed in peat. In the wetland the remaining metal ions and compounds can be removed through metal sulfide precipitations and/or sedimentation in a reducing environment where microorganisms play an important role.

Advantages with natural treatment systems compared to chemical treatment are that they do not need energy supply, has low operation costs and are more or less self running. The metal content in the drainage water in Ranstad will most probably decrease with time. With such a development a natural system, that lasts for a long time can be created. The disadvantages with a natural system compared with chemical treatment is that it needs a thorough control programm in the beginning of operation. It is hard to foresee how a natural system is going to work throughout the year with differing weather conditions. Further, it may need maintenance, at least the first years, when for example sediment in ponds must be removed.

To be able to construct a natural treatment system in Ranstad, further studies and research are needed. The effect of different steps should be tested in field and laboratory studies.

1. INLEDNING

I Ranstad utanför Skövde bröt man under några år på 1960-talet alunskiffer i ett dagbrott för att utvinna uran. Brytningen blev olönsam och projektet lades ned. Man hade då brutit 1,5 miljoner ton skiffer och åstadkommit stora sår i landskapet. Vid utvinningen av uran bildades en lakrest vilken deponerades i ett upplag. På 1970-talet påbörjades restaureringen av landskapet och den har sedan skett i etapper. Åren 1991-1992 försökte man återställa landskapet helt, till något som liknar det ursprungliga utseendet. Dagbrottet tätades med morän och fylldes upp med tillrinnande grundvatten varpå en sjö, Tranebärssjön, bildades. Lakresten täcktes med olika jordskikt och planterades därefter med skog. Syftet var att stänga av syretillförseln till lakresten och på så sätt bromsa vittringen av lakresterna.

En lakrest kan definieras som de produkter som blir över när malm (till exempel skiffer) bearbetats för utvinning av någon metall. Lakresterna deponeras vanligen ovan mark. Nederbörd infiltreras i lakresthögen och lakvatten bildas. Lakvattnet har en specifik sammansättning beroende på vad lakresten utgörs av. Lakvattnet i Ranstad innehåller bland annat järn, mangan, nickel, bly, zink och uran. I dagsläget samlas lakvattnet upp i ett dike och leds till ett kalkfällningsverk där vattnet renas. Det renade vattnet leds ut i en magasineringssjö och pumpas därifrån till vattendraget Fläian som, via ån Slafsån, så småningom rinner ut i Hornborgasjön.

I samband med restaureringen av Ranstadorrådet önskades att det kemiska reningsverket skulle ersättas med ett naturligt reningssteg. Man har kontinuerligt utfört kontrollmätningar i utströmmande vatten från lakresten samt i omkringliggande vattendrag och grundvatten för att kontrollera pH, metallhalter, etc. Sedan täckningen av lakresten utfördes har metallhalterna i lakvattnet sjunkit. Håller denna trend i sig är tanken att vattnet ska kunna renas på naturlig väg, genom ett naturliknande reningssystem och att reningen i kalkfällningsverket ska avslutas. Det skulle bli ett av slutstegen i återställandet av landskapet i Ranstad.

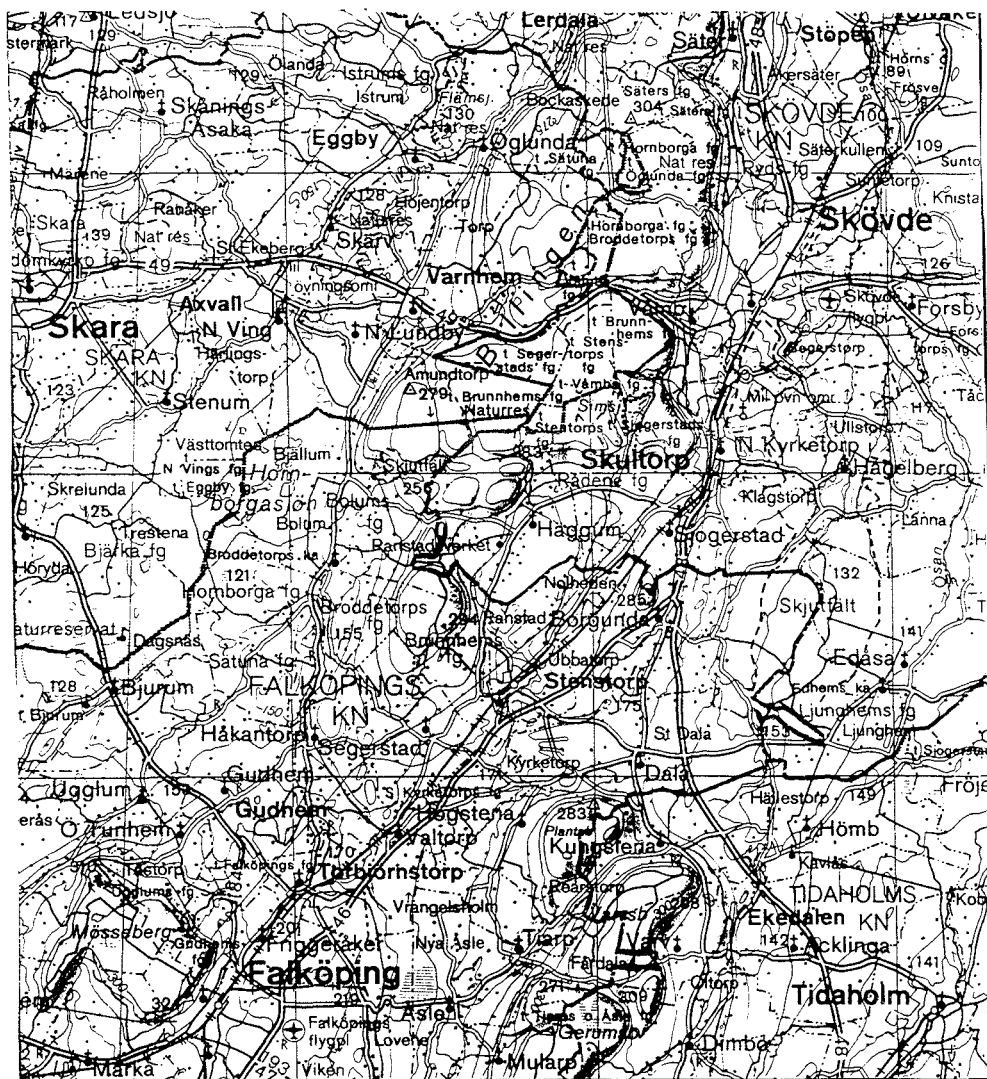
Syftet med detta examensarbete är att redogöra för situationen i Ranstad samt att undersöka och presentera vilka alternativa reningsmetoder för lakvatten som finns jämfört med den kemiska rening som pågår idag. Avslutningsvis diskuteras några förslag på hur naturliknande reningssystem för att rena lakvattnet i Ranstad skulle kunna se ut. Arbetet har utförts genom litteraturstudier och kontakter med personer vid olika institutioner och företag.

2. BAKGRUND

2.1 Ranstadorrådet

2.1.1 Allmänt

Ranstad är ett område beläget mitt i det västgötska platåbergsområdet (Billingenområdet) i kommunerna Skövde och Falköping (fig.1). På 1960-talet uppfördes Ranstadverket av AB Atomenergi (Studsvik AB) för att utvinna uran ur alunskiffer som bröts i området. Mineralprojektet Ranstad berörde ett 200 ha stort område i botten på Häggumsdalen. Området ligger i en kittel begränsad av Tovaberget, Brunnhemsberget och Borgundaberget (Söderblom & Palm, 1977).

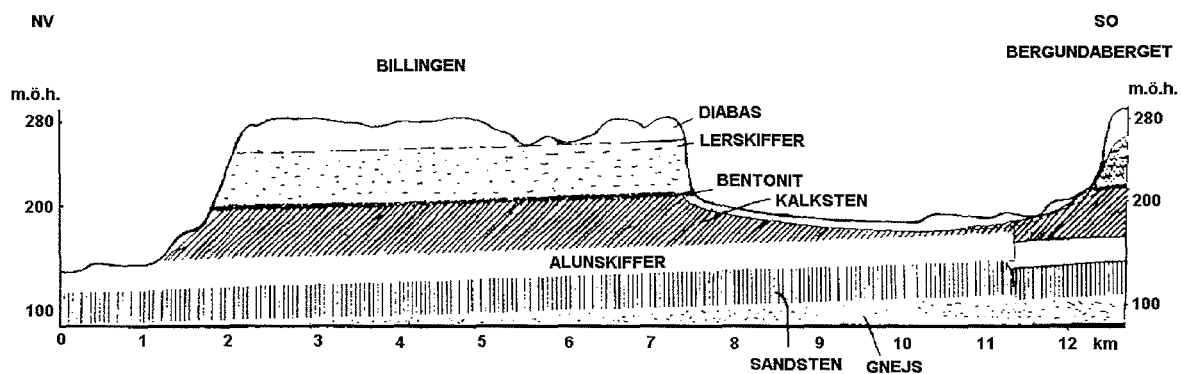


Figur 1. Karta över delar av kommunerna Skövde och Falköping där Ranstadsområdet ingår (Blå kartan, skala 1:250 000).

Landskapet är ett mjukt kuperat kulturlandskap med omkringliggande platåberg (Skövde miljöforum, 1975). Jordbruk är den dominerande markanvändningen i området (Söderblom & Palm, 1977). Åkrar för spannmålsproduktion och betesmarker för nötkreatur breder ut sig mellan bergskullarna.

2.1.2 Berggrund

Bergen som finns i området, Billingen, Brunnhemsberget, Borgundaberget, Mösseberg, Ålleberg med flera, är alla uppbyggda på liknande sätt (Skövde miljöforum, 1975). Berggrunden utgörs av kambrosiluriska sedimentära bergarter som sandsten, skiffer, till exempel alunskiffer, och kalksten vilka är täckta av ett lager postsilurisk diabas (VBB, 1977) (fig.2).



Figur 2. Berggrunden i Ranstadsområdet med de olika bergarter som ingår (efter SGU, 1977).

De sedimentära bergarterna vilar på en urberggrund av så kallad rödgnejsformation (rödaktig gnejs med kvarts, röd fältspat och plagioklas samt magnetit och biotit). Skifferar är relativt erosionsbenägna medan diabas, kalksten och sandsten är mer resistenta (SGU, 1977). Vittring och erosion har gjort att alunskifferavlagringarna i Sverige till stor del eroderats bort och bara återstår i vissa delar av Skåne, Östergötland, Närke, Öland och i Västergötland (SIND PM, 1978:2).

2.1.3 Jordarter

I Ranstadsområdet är morän den dominerande jordarten (Carlsson m.fl., 1975). Det är en osorterad jordart som varierar i sammansättning beroende på vilka bergarter som utgör utgångsmaterialet (SGU, 1977). Moränen i Ranstadsområdet är i allmänhet finkornig då utgångsmaterialet består av lättkrossade kambrosilurbergarter (Carlsson m.fl., 1975). I områdets centrala delar är lerinnehållet ganska stort och moränen klassas som "moränlera" (SGU, 1977). Lera och silt, så kallade finkorniga sediment, är sällsynta i området medan stora delar utgörs av moss- och kärrmarker. Området tillhör Sveriges torvrikaste delar (SGU, 1977).

2.2 Alunskiffer

Alunskiffer är en mörk, finkornig bergart med kornstorlek 2-10 μm (Hessland & Armands, 1978). Det är en sedimentär bergart med låg permeabilitet både i vertikal och horisontell led (Carlsson m.fl., 1975). Den svenska alunskiffern definieras, enligt en utredning från Statens industriverk, som en svart lerskiffer vilken bildades i mellan- och överkambrisk samt tidig ordovicisk tid (SIND PM, 1978:2).

Alunskiffer kännetecknas av ett högt innehåll av ofta flera komponenter såsom (Hessland & Armands, 1978):

- * kolföreningar (kerogen)
- * svavel
- * metaller (till exempel vanadin och molybden)

* uran

* andra kemiska element (till exempel kalium och fosfor)

Namnet alunskiffer härstammar från den tid då man utvann alun ur skiffern. Alun är ett kalium-aluminiumsulfat som använts inom industrin vid till exempel garvning och beredning av textilier, framställning av färg etc. (Hessland & Armands, 1978). Alunskiffern har använts och används för framställning av alun, olja, gas, energi genom förbränning av skiffer, uran, svavel, kväve, osläckt kalk samt skifferaska.

2.3 Utvinning av uran

Ranstadverket byggdes i början av 1960-talet eftersom Staten, av handelspolitiska och säkerhetsmässiga skäl, ville trygga en inhemsk försörjning av uran (SIND PM, 1978:2). I Ranstadverket producerades uran i försöksmässig skala under några år. Verksamheten drevs fram till 1969 med brytning av upp till 0,5 miljoner ton skiffer årligen. Den alunskiffer man ville åt vid skifferbrytningen i Ranstad utgör en horisontell skiva av överkambrisk alunskiffer. Urantillgången finns i ett 3-4 meter tjockt lager (Skövde miljöforum, 1975) under ett lager av toppskiffer. Det är i sin tur överlagrat av kalksten och morän samt varierande mängd matjord och torv. Skiffern bröts genom så kallad "strip-mining" (det vill säga lager för lager avlägsnas tills den bergart nås vari ämnet som ska utvinnas finns).

Vid utvinningen av uran krossades skiffern till partikelstorlek ($< 2 \text{ mm}$) och uran lakades ur med hjälp av svavelsyra. Efter avslutad lakning tvättades lakresterna med vatten. Uran utvanns ur laklösningen genom vätskeextraktion (VBB, 1979).

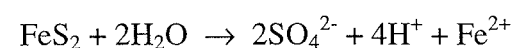
På 1970-talet ledde ekonomiska, politiska och försörjningsmässiga skäl åter till ett intresse för alunskiffern och Ranstadverket. Sverige strävade efter att kunna vara energimässigt självförsörjande och man hade bestämt sig för att satsa på kärnkraft (internet, 1998). Det fanns planer på att starta ett fullskaleprojekt för utvinning av 1 275 ton uran per år (SIND PM, 1978:2&3). Vid en produktion av dessa mått skulle restprodukter motsvarande cirka 6 Mton lakrest och cirka $1,5 \text{ Mm}^3$ slam bildas.

1979 planerade man för en projekt- och forskningsanläggning dimensionerad för 2,2 Mton skiffer per år under en period av 25 år. 1,1 Mton i ett dagbrott samt 1,1 Mton i en underjordisk gruva skulle brytas (VBB, 1979). Detta projekt lades dock ned på grund av dålig lönsamhet (Hessland & Armands, 1978).

2.4 Restprodukter

Restprodukthanteringen innebar att lakresterna transporterades och lades upp i deponi inom dagbrottsområdet. Då skiffern brutits fram deponerades morän och kalksten direkt i dagbrottet och man fick på så vis en kontinuerlig igenfyllnad. Slammet deponerades i en slamsjö (VBB, 1975). Lakresterna lades på ett underlag av avrymningsmassor bestående av jord, utsprängd kalksten och toppskiffer (Carlsson m.fl., 1975).

Lakresterna innehåller liksom alunskiffern svavelkis eller pyrit (FeS_2). Pyrit kan i kontakt med luftsyre och vatten vittra och bilda järnsulfat och svavelsyra enligt (Lundgren m.fl., 1993):



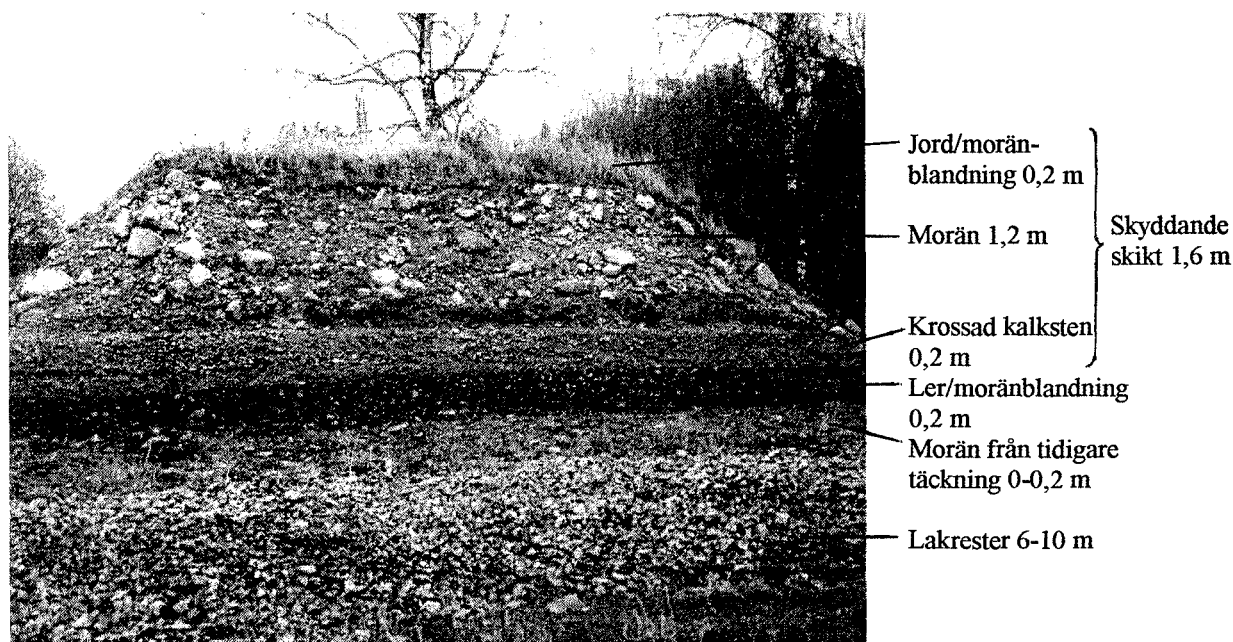
Vittringen avstannar om lufttillträde och vattengenomströmning förhindras. Huvudparten av lösta ämnen i lakresten i Ranstad fälldes ut till fast form i slammet vid kalkstenstillsatsen då tvåvärt järn (Fe^{2+}) oxiderades till trevärt järn (Fe^{3+}). Restprodukterna som erhöles var ett neutralt slam och en neutral lakrest.

2.5 Återställande av landskapet

Sedan våren 1977 har återställandet av landskapet pågått. Det återställda landskapet har anpassats till den tidigare landskapsbilden. I enlighet med planen för uranutvinning i Ranstadorrådet skulle alla områden som tagits i anspråk återställas, lakrestupplagsområde såväl som övriga. Dagbrotts- och deponeringsområdet blev jordbruksmark. På de delar av det återställda landskapet som inte börjat användas för jordbruksproduktion etablerades ett växttäckte som liknar Sydbillingens vegetation (Söderblom&Palm, 1977).

1984 upphörde brytningskoncessionen (Stiglund m.fl., 1998) och efter beslut om nedläggning av hela projektet Ranstad påbörjades planeringen av efterbehandling. 1990 godkände Länsstyrelsen i Skaraborgs län en efterbehandlingsplan och arbetet med återställandet påbörjades (Stiglund m.fl., 1998). Under 1990 till och med 1993 utfördes det huvudsakliga arbetet då hela dagbrottsområdet samt delar av lakrestområdet behandlades och återställdes.

Den största delen av lakresten fylldes upp under åren 1965-1969 och en provisorisk täckning av den norra och mellersta delen utfördes 1975-1981 (Stiglund m.fl., 1998). För att stå emot yttre påfrestningar och för att förhindra lakresten att vittra behandlades lakresten återigen 1991-1992. Lakresterna täcktes med ett tjockt moränskikt ovanpå kapillärbrytande kalkstensskikt (fig.3). På så vis bröts den direkta kontakten mellan lakresten och den nyskapade odlingsmarken.



Figur 3. Princip för täckningen av lakresten med hjälp av olika lager, bland annat ett skyddande skikt bestående av jord, morän och krossad kalksten .

Efter täckningen 1991-1992 har infiltrationen minskat och lakvattennivån sjunkit ned mot ett balansläge där det fluktuerar med nederbörden (Stiglund m.fl., 1998). Jordtäckningen av lakresten förutsätts bestå i oskadat skick under mycket lång tid men för att skyddet skall bestå får inte täckskiktet skadas av erosion, uppfrysning eller åverkan (Söderblom & Palm, 1977).

Några kompletteringar av återställningsarbetet återstår. En del är att rena lakvattnet från lakresten på ett ekologiskt och ekonomiskt fördelaktigt sätt. I dagsläget behandlas lakvattnet från lakrestområdet i ett reningsverk. När halter av järn och andra metaller i lakvattnet närmat sig Länsstyrelsens miljömål (se 4.2.1), ska vattnet istället kunna renas i ett naturliknande reningssystem och ledas in i områdets naturliga vattensystem.

3. MATERIAL OCH METODER

Till att börja med undersöktes grunder och definitioner av förhållandena i Ranstad. Uppgifter om Ranstad har erhållits från dokumenteringar utförda under 1970-talet och rapporter från senare undersökningar samt via personliga kontakter. Utifrån de mätdata som finns för området, med avseende på vattenkvalitet, nederbörd, grundvatten, hydrologi och så vidare, har en bedömning av vad man i första hand bör inrikta sig på vid rening gjorts och problemen med lakvattnet identifierats. För detta har framför allt årsrapporten för 1997 som tagits fram av Studsvik Ecosafe (Stiglund m.fl., 1998), data från SMHI samt äldre mätserier från tidigare rapporter använts. Vidare har uppgifter att jämföra dessa data med sökts. Jämförbara data har erhållits från till exempel försök med rening av dagvatten genom våtmarkslösningar. Därutöver har en jämförelse mellan lakvattnets sammansättning och bakgrundsvärden (med avseende på metallhalter) i ett referensvattendrag i området utförts.

Examensarbetet har inriktats på att undersöka och presentera de olika lösningar som man hittills känner till för att rena lakvattnet ifrån metaller. En jämförelse mellan konventionella reningsmetoder samt metoder att rena lakvatten på en mera ”naturlig väg” har gjorts. Till viss del har också ställning tagits till för- respektive nackdelar med de olika metoder som presenterats.

När problemen med lakvattnet i Ranstad identifierats följde arbetet med att hitta eventuella lösningar. Det har inneburit efterforskningar av hur ett reningssystem skulle kunna se ut med avseende på olika steg, underlag, filter, växtlighet, eventuella dimensioner och så vidare. Undersökningarna har utförts med utgångspunkt från de ämnen som lakvattnet innehåller.

Kunskap om olika reningsalternativ för lakvatten bygger till största delen på litteratur som sökts fram genom databaser på Ultuna biblioteket vid Sveriges lantbruksuniversitet i Uppsala. Litteraturen har främst bestått av artiklar ur vetenskapliga tidskrifter, böcker samt vetenskapliga rapporter från till exempel Naturvårdsverket. En del information och kontakter har sökts via internet. Därigenom har flera nya kontakter skapats som i sin tur lett vidare till nya infallsvinklar och användbara informationskällor.

Arbetet har dessutom omfattat en hel del personliga kontakter, främst med inblandade personer vid Studsvik Ecosafe och VBB VIAK. Vidare har personer vid olika universitet och andra institutioner bidragit med information och kontaktpersoner. I Sverige pågår just nu ett forskningsprojekt inom gruvområdet, MiMi (Mitigation of the environmental impact from mining waste), där några av de inblandade personerna bidragit med information (L.O. Höglund, pers. medd., 1998).

4. LITTERATURÖVERSIKT ÖVER SITUATIONEN I RANSTAD

4.1 Hydrometeorologi och hydrologi

4.1.1 Nederbörd

Nederbördsmätningar för Ranstadsområdet finns dels från Skövde mätstation och dels från Ranstadverket. I Skövde har mätningar under perioden 1931-1960 utförts av Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut, SMHI, och vid Ranstadverket av AB Atomenergi (SGU, 1977). Av de stationer där nederbördesmätningar utförts under relativt lång tid anses Skövde mätstation vara bästa representant för Ranstadsområdet (SGU, 1977).

Enligt mätningar mellan 1931-1960 visar det sig att de största nederbördesmängderna faller uppe på Billingen och längs bergets östra sluttning. Fördelningen kan förklaras av luftmassorna huvudsakligen kommer väster ifrån och tvingas upp över Billingen där de avkyls och nederbörd bildas och faller ned (SGU, 1977). Medelnederbörden i Ranstadsområdet 1931-1960 beräknades till cirka 650 mm/år. Enligt uppgift överstiger dock ofta den reella nederbörden den uppmätta med cirka 15% (SGU, 1977).

Uppgifter från SMHI:s mätstation (nr.1323) i Skövde visade ett årsmedelvärde av 707 mm mellan 1931-1960 (SGU, 1977). Under perioden 1961-1990 var årmedelbörden vid samma station 657 mm (B. Sundblad, pers. medd., 1998). Under 1997 uppgick nederbörden till 594 mm/år vid mätstationen. Uppgifter visade att de största nederbördesmängderna under 1931-1960 föll i juli, augusti och september medan mindre mängder föll under vinterhalvåret med mars som nederbördsfattigaste månad (SGU, 1977). Under perioden 1961-1990 var oktober den nederbördsrikaste månaden följt av november (B. Sundblad, pers. medd., 1998). Även i juli, augusti och september erhöles höga nederbördesmängder motsvarande dem under den tidigare mätperioden. 1997 var ett avvikande år med maj som nederbördesrikast, 82 mm, följt av juni samt december (B. Sundblad, pers. medd., 1998).

4.1.2 Temperatur

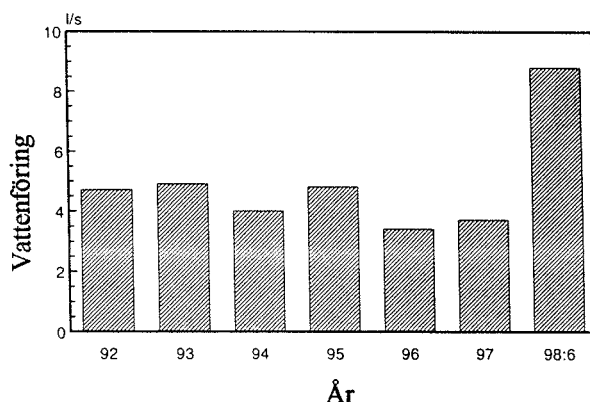
Temperaturmätningar från SMHI:s station i Skövde visade under perioden 1931-1960 en årsmedeltemperatur på 6,4°C (SGU, 1977). Högsta temperatur, +16,8°C, uppmättes i genomsnitt under juli och lägsta, -3,0°C, i februari.

I Skövde har i medeltal 92 dagars snötäcke uppmätts under perioden 1931-1960 (SGU, 1977). Medeldatumet för snötäckets försvinnande är 10 april. Snömäktigheten i Ranstadsområdet har uppskattats till ett 35-40 cm snötäcke om nederbörden december till och med februari räknas som snö. Den nederbörd som beräknas falla då motsvarar 130 mm regn, cirka 20% av årsmedelnederbörden (SGU, 1977).

4.1.3 Avrinningsområde och vattenföring

Större delen av Ranstadsområdet avvattnas till Lidan genom Slafsan, vilken uppströms Hornborgasjön kallas Hornborgaån och efter utloppet från Hornborgasjön, Fläan. Till Slafsan rinner flera vattendrag av vilka Pösan är det största. Pösan avvattnar större delen av Ranstad-Häggumområdet (SGU, 1977).

Pösans avrinningsområde är cirka 90 km² (mätt vid Pösans inflöde i Slafsan) och berörs av verksamhet inom Ranstad-Häggum-Rådene-området (SGU, 1977). Magasineringsjön i lakrestområdet räknas hit. Runt lakrestupplaget löper ett uppsamlingsdike, det så kallade västra diket, som tar emot vatten ifrån ett cirka 380 000 m² stort område (Y. Stiglund, pers. medd., 1998). Av de 380 000 m² utgör själva lakresten cirka 250 000 m² och övriga områden, (Billingen) som bidrar till ytavrinningen till västra diket, cirka 150 000 m² (B. Sundblad, pers. medd., 1998).

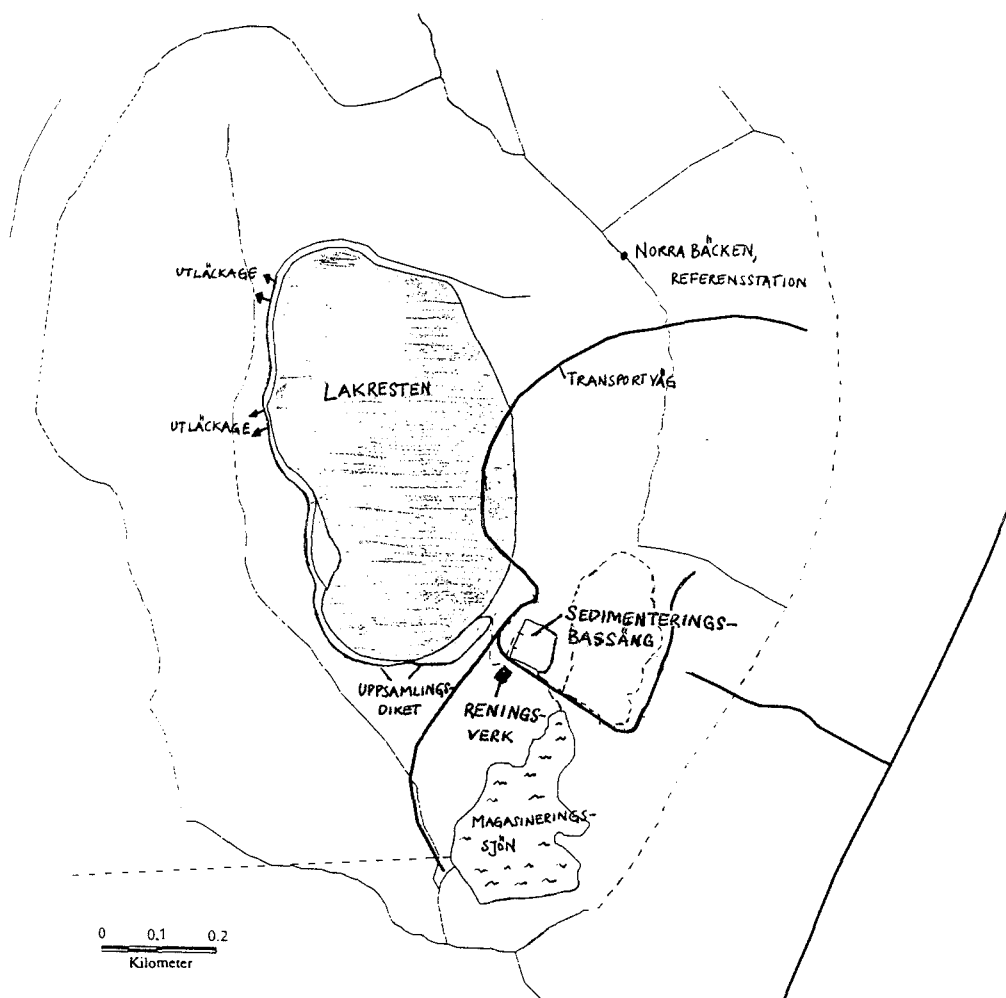


Figur 4. Vattenföringen (l/s) i uppsamlingsdiket i Ranstads lakrestområde under åren 1991 till och med juni 1998 (B. Sundblad, pers. medd., 1998).

Flödet i ett vattendrag uttrycks vanligen som vattenföring. Vattenföring definieras som "framrunnen volym per tidsenhet" och specifik avrinning som "vattenföring dividerat med avrinningsområdets area (Grip & Rodhe, 1994). Vattenföringen i västra diket har under åren 1991-98 uppmätts till i medeltal 4,3 l/s (fig.4). Den specifika avrinningen i lakrestområdet beräknas till 11, l/s* km² (Y. Stiglund, pers. medd., 1998). Mängden vatten som passerar västra diket per år, har beräknats till 0,12 Mm³/år.

4.2 Lakrestupplaget

Delar av lakrestupplaget i Ranstad ligger i ett utströmningsområde (B. Sundblad & Y. Stiglund, pers. medd., 1998). Ett utströmningsområde definieras som "område där grundvattnet har en flödeskomponent riktad ut ur grundvattenzonen" (Grip & Rodhe, 1994). Om upplaget är placerat i ett utströmningsområde bildas mycket lakvatten (Lundgren m.fl., 1993). I ett utströmningsområde sker en avtappning på grundvatten. Lakvatten kan lämna lakrestupplaget på två sätt, som grundvatten eller som ytvatten. Andelen ytvatten ökar om upplaget är placerat i ett utströmningsområde, där grundvattnet letat sig upp till markytan. Utströmning av lakvatten ifrån lakresthögen i Ranstad sker framför allt från områden utmärkta i figur 5 nedan.



Figur 5. Lakrestupplaget i Ranstadsområdet med uppsamlingsdiket som löper runt högen och där utlakning av lakvatten sker främst vid markerade områden (B. Sundblad, pers. medd., 1998).

4.2.1 Metallhalter och miljömål i lakrestområdet

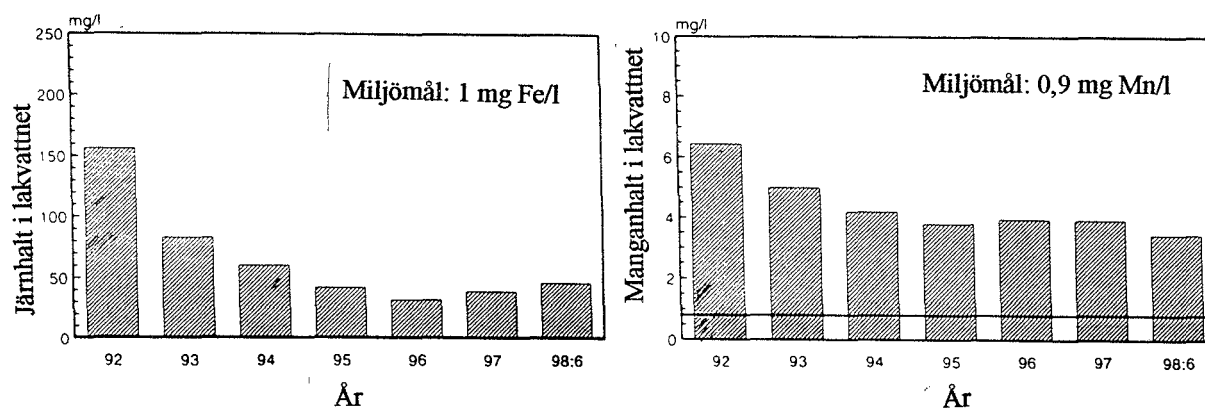
Ett kontrollprogram i Ranstads lakrestområde har pågått sedan 1991 där vattenprover kontinuerligt tagits från lakrestområdets uppsamlingsdike, omkringliggande vattendrag samt grundvatten (Stiglund m.fl., 1998) (fig. 5). Vattenprover för tungmetallanalyser har samlats in en gång i veckan och sedan sammanslagits flödesproportionellt till tvåmånadersprover och analyserats.

Länsstyrelsen i Skaraborgs, numera Västra Götalands, län har fastställt miljömål för ett antal av de ingående komponenterna i lakvattnet. De flesta metallhalterna i lakvattnet har under tiden provtagningen pågått, 1991-1998, uppvisat nedåtgående trender. Fram till 1996-1997 har värdena för samtliga metaller sjunkit ned mot uppsatta miljömål. Under första halvåret av 1998 och för vissa av ämnena även under 1997, vände dock den nedåtgående trenden uppåt igen. I figur 6 och 7 presenteras tidstrenden för järn, mangan, nickel och uran från 1991 till och med juni 1998 samt de uppsatta miljömålen.

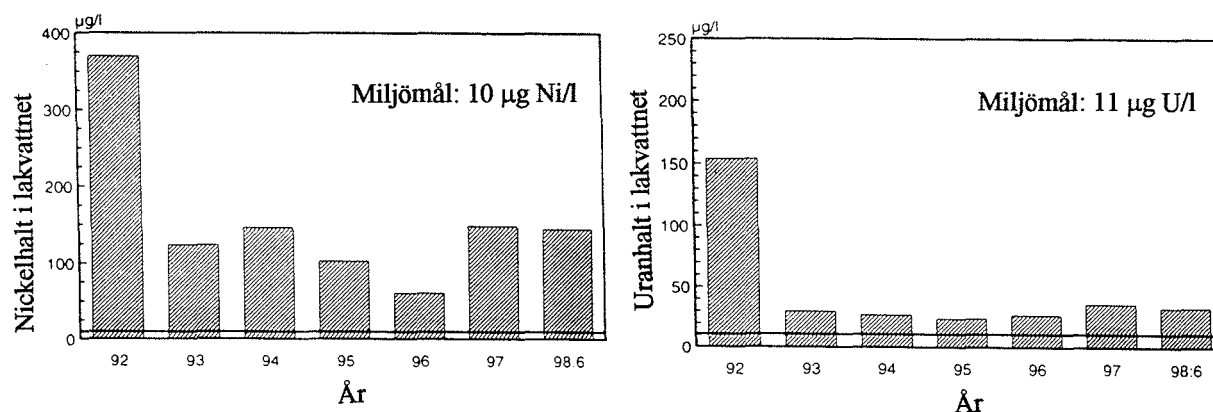
Vad som är den bakomliggande orsaken till de stigande metallhalterna är osäkert. Längst ned i botten av lakresten, vid tätskiktet, lades en tätklack som stöd vid marken. Det dike som grävts

runt lakresten har efter hand gjorts djupare och den skyddande tätklacken kan ha skadats så att man har fått ett inläckage av syrerikt vatten eller luft. Detta skulle kunna vara förklaringen till de ökande metallhalterna (B. Sundblad & Y. Stiglund, pers. medd., 1998).

De metaller åtgärderna bör koncentreras på i ett reningssystem bedöms, utifrån miljömålen, vara järn, mangan, nickel och uran. De uppvisade under 1997 och 1998 ökande halter som klart överstiger Länsstyrelsens miljömål (med undantag av mangan) (fig. 6 & 7). Nickel och uran är potentiellt skadliga ämnen för miljön medan järn och mangan är mindre miljöfarliga men som i sin tur orsakar till exempel estetiska oangelägenheter.



Figur 6. Halter av järn och mangan i lakvattnet i uppsamlingsdiket, Ranstads lakrestområdet under åren 1991 till och med juni 1998, samt Länsstyrelsens miljömål för respektive metallslag (B. Sunblad, pers. medd., 1998).



Figur 7. Halter av nickel och uran i lakvattnet i uppsamlingsdiket, Ranstads lakrestområdet under åren 1991 till och med juni 1998, samt Länsstyrelsens miljömål för respektive metallslag (B. Sunblad, pers. medd., 1998).

4.2.2 Jämförelse mellan metallhalter i dagvatten och i lakvattnet från Ranstads lakrestupplag

Biologiska system, till exempel i form av våtmark, för att rena dagvatten har konstruerats på flera håll i Sverige. De flesta uppvisar goda reningsresultat. Vid rening av dagvatten i våtmarkssystem utnyttjas sedimenteringsprocesser samt näringsämnes- och metallupptag i växtlighet. Vid sedimentering avlägsnas främst partikulärt bundna metaller medan växter tar

upp metaller i lösning, till exempel zink (T. Larm, pers. medd., 1998). I tabell 1 nedan redovisas den normala variationen av metallhalter i dagvatten. Variationen hänger samman med vilken markanvändning som förekommer i området varifrån dagvattnet härstammar. Det bör tilläggas att halterna kan variera mycket och ibland vara betydligt högre än de redovisade halterna (T. Larm, pers. medd., 1998).

Lakvatten från lakresten samlas upp i västra diket (se fig.5). Metallhalter i lakvattnet i Ranstad jämförs med metallhalter i dagvatten samt värden från ett vattendrag, norra bäcken, i lakrestområdet (se fig.5) som fungerar som referens (tab.1). Årsmedelvärden av metallhalter för västra diket i lakrestområdet uppmättes under 1997 (Stiglund m.fl., 1998). I tabell 1 presenteras också medelvärden för metallhalter i västra diket under juni 1998 (B. Sundblad, pers. medd., 1998).

Medelvärden av metaller i dagvatten är baserade på ett flertal mätningar i Sverige och internationellt (T. Larm, pers. medd., 1998). De värden som presenteras för dagvatten representerar de uppskattningsvis normala intervall metallhalterna ligger inom. Värdena är justerade för svenskt klimat och tid, med avseende på tidstrender (till exempel minskade blyutsläpp med minskad användning av blyhaltig bensin). För krom och kvicksilver fanns få värden att tillgå och osäkerheten är därför stor. Antalet uppgifter för nickel var också relativt litet varför viss osäkerhet föreligger (T. Larm, pers. medd., 1998). Uppgifter om uranhalter saknas i dagvatten då det är sällsynt förekommande. Även uppgifter om mangan saknas.

Tabell 1. Medelvärden och intervallvärden för metallhalter i dagvatten samt medelvärden för lakvattnet (västra diket) från lakresten i Ranstad och uppströms referens (norra bäcken)

	Dagvatten		Lakvatten (västra diket)		Referens (norra bäcken)
	intervall	medelvärde	årsmedelvärde 1997	medelvärde juni 1998	årsmedelvärde 1997
Kemisk komponent	(µg/l)	(µg/l)	(µg/l)	(µg/l)	(µg/l)
Zn	50-500	200	41	85	1,4
Cd	0,03-3	1,5	0,27	0,6	0,03
Cu	10-100	50	3,4	-	2,2
Pb	10-100	40	1,1	0,45	0,16
Cr	5-40	15	1,3	1,6	0,31
Hg	0,1-0,2	0,15	0,0020	-	0,0025
Ni	5-25	15	148	135	3,3
U	-	-	36	30	3,7
	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)
Fe	1-10	4	39	35	0,1
Mn	-	-	3,9	4	0,15

Jämförelsen mellan metallhalter i dagvatten och lakvattnet visar att metallhalterna för zink, kadmium, koppar, bly, krom och kvicksilver i lakvattnet ligger inom de intervall som är normala dagvattenhalter. Medelvärdena för dessa metaller i dagvatten överstiger klart de uppmätta metallhalterna i lakvattnet. Två avvikelser från denna trend är synliga. Halterna av nickel i lakvattnet ligger långt över nickelintervallet i dagvatten och medelvärdet i lakvattnet

är cirka nio gånger högre än dagvattenmedelvärdet. Beträffande järn är halterna i dagvatten betydligt lägre än i lakvattnet. Lakvattnets järnmedelvärde är ungefär fyra gånger högre än järnintervalllets maxvärde i dagvatten och cirka nio gånger högre än medelvärdet av järn i dagvatten.

4.2.3 Utläckage av metaller från lakresten

Enligt uppgifter i Studsvik Report (1998) har nybildningen av lakvatten uppskattats till 0,7 l/s. Av de 0,7 l/s läcker cirka 0,4 l/s ut till uppsamlingsdiket (västra diket) för lakvattnet. Medelvattenföringen i västra diket har beräknats till 3,7 l/s varav 11% utgörs av framsipprande lakvatten. Beräkningar av hur stort utläckaget av de fyra metallerna järn, mangan, nickel och uran är per år har gjorts utifrån flödesberäkningarna och medelvärden för västra diket 1997. Min- och maxvärden av metalläckage har beräknats utifrån de min- respektive maxhalter som uppmätts i lakvattnet under perioden 1991 till och med juni 1998 (Y. Stiglund, pers. medd., 1998).

Räkneexempel: Vattenmängden 3,7 l/s i västra diket innehöll i medeltal 0,03 mg uran/l 1997

Per år ger detta: $3,7 \text{ l/s} \cdot 0,03 \text{ mg/l} \cdot 60 \text{ s} \cdot 60 \text{ min} \cdot 24 \text{ tim} \cdot 365 \text{ dagar} = 4212264 \text{ mg/år} = 4,212 \text{ kg uran/år}$

Därutöver beräknades medelvärden av metallhalter under 1997 för referensstationen norra bäcken uppströms västra diket. Vattenföringen vid referensstationen var under 1997 i medeltal 11,8 l/s. Resultatet av beräkningarna presenteras i tabell 2 nedan. Det hela bör ses som en överslagsräkning som inte presenterar några exakta tal utan som utförts för att få en överskådlig bild av situationen.

Tabell 2. Min-, max- och medelvärden under 1991-1997 för mängder av järn, mangan, nickel och uran som kommer ut från lakresten (västra diket) samt referensvärden (norra bäcken) per år

Metallslag	Lakvatten (västra diket)		Referens (norra bäcken)	
	minvärde (kg/år)	maxvärde (kg/år)	minvärde (kg/år)	maxvärde (kg/år)
Fe	305	56900	79	4540
Mn	224	1380	56	455
Ni	0,035	133	1,2	17,3
U	0,17	32	1,4	4,2

Värden för maximala och minimala halter är i några fall extremer varför de bör tolkas med försiktighet. Det kan dock vara intressant att se hur metallhalterna fluktuerat under åren. Vid en jämförelse mellan medelvärden för västra diket (lakvattnet) och norra bäcken (referens) överstiger halterna av järn, mangan och nickel i lakvattnet de halter som kan betraktas som "normala" för området. På grund av områdets geologi är läckaget av järn högt i hela området, även vid referensstationen norra bäcken. Järnhalterna vid västra diket är mycket höga på grund av läckage från lakresten (Stiglund m.fl., 1998). Halterna av uran i lakvattnet överstiger de halter som beräknats för referensstationen.

4.3 Kemiska aspekter

4.3.1 Egenskaper hos järn

Järn är den viktigaste metallen i världen på grund av den kommersiella användningen av järn för stålproduktion. Jordskorpan består av 4,7 % järn och det finns spritt över hela jordklotet (Petrucchi and Harwood, 1993). Både växter och djur behöver järn i relativt stor mängd. Järn är essentiellt för hemoglobin i blod och för enzym inblandade i kvävet metabolismen (Horne and Goldman, 1994). Järn har två oxidationsstadiet, Fe^{3+} och Fe^{2+} , varav Fe^{3+} är det mest stabila. Järn förekommer i små mängder i vatten på grund av det i ofta bildar svårslösliga föreningar vilka deponeras på sedimentytan (Horne and Goldman, 1994). I vatten förekommer järn i sin oxiderade form, trevärt järn, eller som tvåvärt järn (Broberg & Larsson (red.), 1994). Järn bildar en mängd föreningar, speciellt innehållande jonkomplex. Dessa järnkomplex är ofta starkt färgade (Petrucchi & Harwood, 1993). Föreningar med Fe^{3+} är så gott som olösliga medan föreningar med Fe^{2+} är lösliga vid $\text{pH} < 7$. Fe^{2+} oxideras lätt till Fe^{3+} om syretillgången är god och pH är högt (Broberg & Larsson (red.), 1994).

I vatten förekommer fyra dominerande former av järn nämligen löst Fe, kolloidal Fe (partiklar $< 0,5 \mu\text{m}$), partikelbundet Fe (partiklar $> 0,5 \mu\text{m}$) och Fe komplexbundet med humussyror. I vatten med pH 5-8 förekommer trevärt järn huvudsakligen som järn(III)hydroxid, $\text{Fe}(\text{OH})_3$, ofta i suspenderad form. Totalhalter av järn i naturvatten varierar kraftigt, oftast mellan 0,05-1 mg Fe/l (Broberg & Larsson (red.) 1994). Sjöar har i genomsnitt 0,1-3 mg löst Fe/l och 1mg partikulärt Fe/l (Horne & Goldman, 1994).

4.3.2 Mangans egenskaper

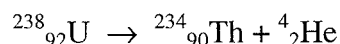
Mangan är inte lika vanligt förekommande i naturen som järn men de har liknande egenskaper och förekommer ofta tillsammans (Broberg & Larsson (red.), 1994). Djur och växter behöver mangan för att få flera enzymsystem att fungera (Horne & Goldman, 1994). Mangan kan förekomma i alla oxidationsstadiet från Mn^{2+} till Mn^{7+} . Viktiga reaktioner med manganföreningar är oxidations/reduktionsreaktioner. Den primära källan av manganföreningar är MnO_2 (brunsten). I en sur vattenlösning föreligger mangan som Mn^{2+} (Petrucchi & Harwood, 1993). I vattenlösning är Mn^{3+} instabil medan Mn^{4+} föreningar är svårslösliga. Mangan adsorberas till järnoxider, främst järn(III)hydroxid, och fälls ut tillsammans med dessa vid $\text{pH} > 6$ (Broberg & Larsson (red.), 1994) Manganhalten i naturvatten ligger vanligtvis mellan 10-850 $\mu\text{g/l}$ och är ofta endast en tiondel av järnhalten (Broberg & Larsson (red.), 1994).

4.3.3 Nickels egenskaper

Nickel är det tjugofjärde vanligaste ämnet i jordskorpan. Det ingår i sulfid-, oxid-, silikat- och arsenidmalm (Petrucchi & Harwood, 1993). Nickel är viktigt vid framställning av legeringar. Det mest stabila tillstånd hos nickel är Ni^{2+} medan Ni^{3+} är ovanligare. Övergång från Ni^{2+} till Ni^{3+} sker inte alls lika lätt som för järn ($\text{Fe}^{2+} \rightarrow \text{Fe}^{3+}$) men det går att framställa nickelföreningar med högre oxidationstillstånd.

4.3.4 Egenskaper hos uran

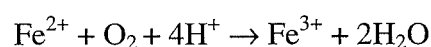
Uran är viktigt för kärnkraftsindustrin på grund av dess stora energipotential. $^{238}_{92}\text{U}$ är radioaktiv och naturligt förekommande. Den sönderfaller genom att förlora α -partiklar enligt (Petrucchi & Harwood, 1993):



Kedjan som börjar med $^{238}_{92}\text{U}$ fortsätter genom en rad steg av α och β^- strålning tills förloppets slutpunkt, en stabil blyisotop, $^{206}_{82}\text{Pb}$. Även $^{234}_{92}\text{U}$ är radioaktiv.

4.3.5 Redoxpotentialens betydelse

Oxidation innebär avgivande av elektron medan reduktion innebär upptag av elektron. Vid en oxidation ökar ett ämnes oxidationstal medan det minskar vid en reduktion. En oxidation och en reduktion är alltid sammankopplade då det handlar om att flytta över en elektron från ett ämne till ett annat. Denna reaktion kallas redoxreaktion. Ett exempel kan vara oxidation av järn (II) i närvaro av syre enligt :



När en oxidation sker måste en reduktion ske någon annanstans i systemet så att det totalt sett råder redoxjämvikt. I naturliga vatten sker redoxprocesserna mycket långsamt och jämvikt uppstår sällan (Broberg & Larsson (red.), 1994). Redoxpotentialen är starkt pH beroende. I vatten med god syretillgång och neutralt pH erhålls vanligen en redoxpotential runt 500mV (Horne & Goldman, 1994). När syrgashalten sjunker minskar redoxpotentialen. Innehållet av organiska kolföreningar har stor betydelse för redoxpotentialen då den bestäms utav dessa ämnens redoxprocesser (Broberg & Larsson (red.), 1994). I ett vatten med höga halter humösa substanser är redoxpotentialen ofta låg. Humussyror har låg redoxpotential, speciellt de som härstammar från vitmossa, och deras reducerande egenskaper leder ofta till att metaller anrikas genom komplexbindning och adsorption av reducerade metalljoner till syramolekylerna (Broberg & Larsson (red.), 1994).

I ett syrgasmättat, neutralt vatten med temperaturen 25°C förekommer järn och mangan i sina högsta oxidationsstadier. Av de oxiderade formerna, Fe^{3+} , Mn^{3+} och Mn^{4+} , bildas svårslösliga föreningar vilka faller ut och bildar suspension/kollodial lösning vilken sedimenterar. Hur snabbt föreningarna sedimenterar beror främst på den kemiska kolloidstrukturen men även andra faktorer (Broberg & Larsson (red.), 1994). Om syrehalten sjunker minskar redoxpotentialen till +200-300 mV. Då föreligger järn som Fe^{2+} (Horne & Goldman, 1994). Effekten av redoxpotentialen är störst i det tunna lagret vid sedimentets yta, mikrozonen, som kan vara reducerande eller oxiderande.

4.3.6 Omsättning av tungmetaller i vatten och mark

Naturliga vatten är extremt utspädda kemiska lösningar med små mängder av metaller. Metaller behövs i begränsad mängd för växter och djur, huvudsakligen i enzymssystem. Både växter och djur tenderar att ackumulera metaller långt över sina behov (Horne & Goldman, 1994). När tungmetaller når ett ekosystem genomgår de fysikaliska, kemiska och biologiska transformationer men de bryts inte ned utan finnas kvar i ekosystemet. Tungmetaller kan

adsorberas på partiklar, tas upp av växter och djur eller stanna i lösning. Beroende av förändrade förhållanden i till exempel syretillgång, pH och temperatur kan sedimenterade tungmetaller resuspendera. Redoxpotentialen kontrollerar järn- och manganomsättningen medan organismer ofta är ansvariga för till exempel koppar, zink och koboltcyklerna (Horne & Goldman, 1994).

All mark och alla sediment innehåller tungmetaller, oftast i låga mängder, så kallade bakgrundshalter. Högre halter av metaller i naturen behöver inte nödvändigtvis innebära risker. Det beror på i vilken form och i vilken miljö de förekommer (Gambrell, 1994).

Tungmetaller binds i marken och bindingsstyrkan ökar i ordningen Cd, Zn, Pb, Cu (Niesink *et al.*, 1996). Ju högre lerinnehållet (partiklar < 2 µm) i en jord är desto starkare binds metallerna. Metaller binds huvudsakligen till de negativt laddade ändarna på aluminium-kisel kristaller i lerpartiklarna.

Bindningsförmåga och bindingsstyrka ökar med jordens innehåll av organiskt material (humus). Humösa substanser (humussyror och fulvisyror) binder tungmetaller till sina hydroxyl och karboxylgrupper (Niesink *et al.*, 1996). Markens humuskolloider blir negativt laddade genom protolys av karboxylgrupper (-COOH) (Wiklander, 1976). Metalladsorption är direkt beroende av metalljonens laddning (Z) och dess radie (r). Ju större jonpotential, det vill säga kvoten mellan Z/r, desto större attraktion mellan jonen och det organiska materialet (SIND PM, 1978:2). Katjonbyte i organiskt material beror på jonpotentialen. En jon med högre jonpotential kan ersätta en med lägre. Om flera metalljoner förekommer i lösning kommer dessa att tävla med varandra om tillgängliga positioner i det organiska materialet. Joner med högst potential adsorberas först och finns det plats kvar kommer de med näst högst jonpotential att adsorberas och så vidare.

4.4 Toxikologiska aspekter

Toxiciteten hos tungmetaller i vatten påverkas av vattenkvalitetsparametrar som pH, temperatur, syretillgång, hårdhet och alkalinitet. Ett vatten med hög totalkoncentration kan vara mindre toxiskt än ett vatten med lägre koncentration beroende på vilken form ämnet föreligger i (Amcoff & Magnusson, 1997). Metallerna är oftast mest toxiska i sin lösta eller okulerade form (Horne & Goldman, 1994). Tungmetaller kan reducera den biologiska mångfalden och ha dödliga effekter, till exempel genom att eliminera känsliga arter. En vanlig toxisk effekt av tungmetaller är inaktivering av livsviktiga enzymssystem (Amcoff & Magnusson, 1997). Vidare sker en bioackumulation av tungmetaller i fisk och sjöfåglar.

4.4.1 Biotillgänglighet

Källan till ett ämne och hur det beter sig i naturen har stor betydelse för dess biotillgänglighet. Den biotillgängliga fraktionen av ett ämne är den andel av totalkoncentrationen som kan tas upp av en organism (Niesink *et al.*, 1996). Ju starkare ett ämne adsorberas till en fast komponent desto mindre biotillgänglighet har det generellt sett. Tungmetaller som deponerats på markytan från luften är till exempel ofta mer biotillgängliga än metaller som härstammar från till exempel metallgruvavfall (Niesink *et al.*, 1996). Detta beror på att metaller som kommer med luften ofta förekommer i jonform (lättare att ta upp) medan metaller i marken eller i olika typer av avfall ofta är bundna till en fast fas eller i till exempel ett salt. Det gör att de måste lösas upp från sin förening och föreligga i jonform för att kunna tas upp av och

påverka organismer. Det kan ske genom att till exempel pH i en miljö ändras. Att ett ämne ligger fast i marken vid en viss sorts betingelser innebär inte att det är otillgängligt för alltid. Adsorberade, utfällda, samfällda samt komplexbundna metaller anses potentiellt bio-tillgängliga, det vill säga de kan åter bli tillgängliga i det biologiska systemet om förhållandena förändras (Dunbain & Otton, 1995).

4.4.2 Metallernas toxicitet och toxiska effekter

Organismer behöver flertalet metaller i spårkoncentrationer men i höga koncentrationer blir metallerna giftiga (Owen & Otton, 1995). Zink, till exempel, är ett viktigt spårämne men kan vara dödligt i för höga doser. Det verkar som om fria metalljoner är den huvudsakliga källan till toxicitet. Upptag i till exempel växter kan leda till att metaller sprids uppåt i näringskedjan när de betas.

Järn och mangan är toxiska för de flesta organismer i för höga halter. Deras giftverkan minskar genom att metallerna, främst de oxiderade formerna, binds till komplex med humussyror, oorganiska och organiska baser samt ortofosfater som sedimenterar.

Nickelhalter under 0,7 µg/l anses inte ha några toxiska effekter på organismer i vatten medan halter mellan 0,7-15 µg/l kan ha liten inverkan. Ligger halterna mellan 15-45 µg/l påverkas känsliga vatten och mellan 45-225 µg/l räknas halterna som höga och större risk för biologiska effekter föreligger. Överstiger nickelhalten 225 µg/l är riskerna för effekter stora (K. Johansson, pers. medd., 1998). Det är framför allt lägre organismer och organismer långt ned i näringskedjor, till exempel plankton och fiskyngel som påverkas av höga nickelhalter. Detta påverkar i sin tur reproduktionen hos många fiskar (K. Johansson, pers. medd., 1998). Metalliskt nickel eller nickelföreningar kan ge allergiska eksem. När nickelallergi är utvecklad är det möjligt att den underhålls av små mängder nickel man får i sig med födan (Birgersson m.fl., 1983).

Uran som intas av människan påverkar njurar och benstomme. Den primära effekten är kemisk förgiftning av njurarna. USA:s naturvårdsverk har föreslagit en maxhalt på 20 µg U/l i dricksvatten (Owen & Otton, 1995).

5. LITTERATURÖVERSIKT OCH DISKUSSION ÖVER RENINGSMETODER

I den här studien har litteratur angående alternativ till konventionell rening av lakvatten från gruvrestupplag studerats. Översikten inleds med en kort beskrivning av ett par konventionella reningsmetoder. Resterande delen av kapitlet koncentreras på olika alternativ till konventionell rening. I varje avsnitt beskrivs för- och nackdelar med respektive metod. Dessa kompletteras av författarens egna kommentarer.

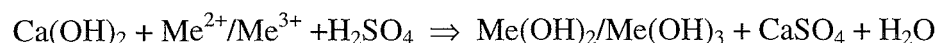
5.1. Konventionell rening av lakvatten från gruvlakrestupplag

Det finns många exempel på att lakvatten från gruvavfall tillåts orenat sippra ut i naturen. Det kan då uppstå stora problem med omkringliggande natur och recipienter (sjö eller vattendrag som tar emot vatten från omkringliggande mark eller tillrinnande vattendrag). Kraven på ren miljö ökar vilket bidrar till att kraftfullare åtgärder mot utsläpp av orenat lakvatten vidtas. Det

finns olika metoder att rena lakvattnet. Hittills har de konventionella sätten att rena lakvatten från gruvavfall, där någon form av kemisk rening är den vanligaste reningsmetoden, dominerat.

5.1.1 Rening av lakvatten genom kalktillsats

Det vanligaste sättet att rena metallhaltigt, surt lakvatten är att neutralisera det genom att tillsätta kalk, bränd kalk (CaO), släkt kalk (Ca(OH)_2), kalksten (CaCO_3), natriumkarbonat (NaCO_3) eller natriumhydroxid (NaOH) (Ledin & Pedersen, 1996). Vid neutraliseringsprocesser genom kalktillsats ökar alkaliniteten och metaller fälls ut. Systemet luftas (syre tillförs systemet) kontinuerligt och metaller som järn, zink, koppar, aluminium och bly faller ut som metallhydroxider enligt (Kuyucak, 1995):



Ett slam av metallhydroxider och gips (CaSO_4) bildas vid processen och får sedimentera. Kalktillsatsen kan ske antingen direkt där lakvattnet kommer ut eller så leds lakvattnet till reningsverk för rening. Liknande förlopp med utfällning av metallhydroxider sker vid tillsats av de andra föreningarna.

5.1.2 Fördelar med rening av lakvatten genom kalktillsats

Det är en relativt enkel reningsmetod som kan utföras i reningsverk eller direkt i lakvattnet på platsen (Ledin & Pedersen, 1996). Det är lätt att kontrollera reningseffekten genom att mäta halter i lakvattnet före respektive efter rening. Rening genom kalktillsats är effektivt för de flesta tungmetaller (Kuyucak 1995).

5.1.3 Nackdelar med rening av lakvatten genom kalktillsats

Denna form av rening måste upprepas gång på gång (Ledin & Pedersen, 1996) och har inte någon långsiktig effekt om den inte är fortlöpande. Reningsmetoderna medför därför höga kapital- och underhållskostnader (Kuyucak, 1995). Alla metaller faller inte ut vid samma pH. pH måste justeras efter de metaller man vill fälla. De flesta metaller faller ut om pH överstiger 10 (Kuyucak, 1995). Ett problem som uppstår vid rening i reningsverk är att det bildas stora mängder metallhaltigt slam. Slammet måste deponeras någonstans och ett nytt avfallsproblem uppstår. Sker en kalktillsats direkt i lakvattnet ute i naturen finns det risk för att chockhöjningen av pH kan döda organismer (Ledin & Pedersen, 1996). Om kalksten tillsätts som neutraliseringsagent produceras koldioxid (CO_2). Det gör att karbonatjoner (CO_3^{2-}) bildas vilka fungerar som buffert och den övre gränsen för pH sätts till 6,5 vilket leder till att en del metalljoner förblir i lösning (Kuyucak, 1995).

5.2 Alternativ till konventionell rening av lakvatten från gruvlakrestupplag

För att minska de negativa effekterna av konventionell rening söks nya tekniker, till exempel passiva reningsprocesser som bygger på biologiska principer (Kuyucak, 1995). Intresset för våtmarker och andra växtbaserade system som komplement till den existerande tekniken för rening av avlopps- och dagvatten har ökat starkt under de senaste åren, både av ekonomiska och ekologiska skäl (Wittgren, 1994). Andra metoder kan vara mikrobiella processer,

biosorbenter och olika typer av filter. Forskning pågår på flera håll för att hitta hållbara alternativ till den konventionella reningen. I USA och Canada har flera metoder testats både i laboratorieförsök och försök i fält. I Sverige har alternativ i form av till exempel övertäckning och revegetering av lakrestområden och sandmagasin testats.

5.3 Membranprocesser

Nya teknologier, som skulle kunna kallas ett mellanting mellan konventionella reningsmetoder och andra alternativa metoder, har kommit fram. De är baserade på fysio-kemiska processer. Vid rening med hjälp av denna teknologi utnyttjas till exempel membranprocesser som "omvänd osmos", ultrafiltration eller mikrofiltration (Kuyucak, 1995). I processer där omvänd osmos används utnyttjas ett substrats förmåga att byta ut joner mot metalljoner. En retention av metaller kan på så vis åstadkommas. Dessa metoder har dock visat sig medföra höga driftkostnader då de kräver energi och kemiska tillsatser (Kuyucak, 1995). Dessutom skulle väldigt stora membran behövas vilket blir opraktiskt då stora anläggningar krävs.

5.4 Våtmark

Intresset för våtmarker och andra växtbaserade system som komplement till den existerande tekniken för rening av avlopps- och dagvatten har ökat starkt under de senaste åren (Wittgren, 1994). Genom sina hydrologiska och hydrokemiska funktioner har våtmarker ofta ett mer eller mindre avgörande inflytande på de ekologiska förhållandena i de vattendrag, sjöar och hav som de avger sitt vatten till (Löfroth, 1991). De senaste 15 åren har våtmarker konstruerats för att rena avloppsvatten och dagvatten men de har också visat sig ha potential för att koncentrera metaller från industriutsläpp och lakvatten från gruvor (Dunbain & Bowmer, 1992). Ett alternativ till kemisk behandling för att rena metallhaltigt lakvatten är att använda de kemiska, fysikaliska och biologiska processer som sker i våtmarker (Eger *et al.*, 1994).

5.4.1 Våtmark-definition

I litteraturen förekommer flera definitioner på begreppet våtmark. Naturvårdsverket tillämpar följande definition: "Våtmark är sådan mark där vatten under stor del av året, finns nära, under, i eller strax över markytan samt vegetationstäckta vattenområden." Enligt Ramsarkonventionen, en internationell överenskommelse om våtmarker, är våtmarker dessutom öppna vattenytor (Löfroth, 1991). Exempel på naturliga våtmarker är mossar, kärr, sumpskogar, stränder och fuktängar.

Ett karaktärsdrag hos våtmarker är att marken är permanent eller tillfälligt mättad med vatten (Horne & Goldman, 1994). En volym vatten innehåller väldigt lite syre jämfört med en lika stor volym luft. I vattenmättade marker uppstår snabbt anoxiska (syrefria) förhållanden. Nedbrytningsprocesser förbrukar det lilla syre som finns tillgängligt. Detta påverkar det ekologiska systemet i våtmarker och gör livsbetingelserna där speciella. Organismer i ett våtmarkssystem är ofta specifikt anpassade till denna miljö.

5.4.2 Våtmarkstyper

Våtmarker kan delas in i olika typer. Indelning kan, till exempel, göras med avseende på vegetation, ursprung eller hydrografi. En vanlig klassificering beskrivs av Löfroth (1991) och baseras på våtmarkers hydrologiska förhållanden. Löfroth indelar våtmarkerna i myrar, stränder och övriga våtmarker. Myren är torvbildande och kan antingen vara mosse, kärr eller blandmyr. Stränder kan vara limnogen våtmarker (påverkas av sjö eller vattendrag) eller havsstränder (påverkas av havet). Övriga våtmarker är de som varken är myr eller strand, till exempel fukthedar, fuktängar och vissa sumpskogar.

5.4.3 Reningsprocesser i en våtmark

I en våtmark sker en rad olika processer vilka påverkas av kemiska, fysikaliska och biologiska faktorer och de påverkar också varandra. Hur en våtmark fungerar beror på dessa faktorer samt årstid, klimat, växtlighet, utformning, hydrologi, geologi och så vidare.

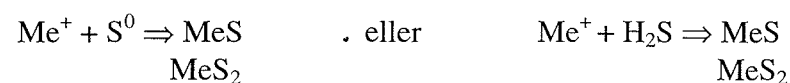
Kemiska processer

Generellt är våtmarker fällor för siltpartiklar och lösliga oorganiska näringsämnen där dessa ackumuleras. De fungerar å andra sidan som källor av löst och partikulärt material. Våtmarker kan betraktas som kemiska transformatorer där substanser transformeras från oorganiska näringsämnen till lösliga partikulära organiska föreningar (Horne & Goldman, 1994). Processer som adsorption, desorption, utfällning och upplösning påverkar kemin i en våtmark (Amcoff & Magnusson, 1997).

Ytadsorption är en viktig mekanism för avskiljning av lösta föreningar i våtmarker. På partiklar, sediment och organiskt material sker ytadsorption av till exempel fosfor och lösta metaller. Adsorption sker genom tre huvudsakliga processer (Amcoff & Magnusson, 1997):

- 1) elektrostatiske krafter
- 2) Van der Waals bindningar och vätebindningar
- 3) kemiska reaktioner

Långa uppehållstider och ringa vattendjup bidrar till att vatten får ökad kontakt med sediment och växtdelar vilket ger ökad adsorptionspotential (Amcoff & Magnusson, 1997). Adsorberade metaller kan genom desorption bli tillgängliga i löst form. Lösligheten styrs av kemiska och fysikaliska parametrar och ökar vid lågt pH, låg redoxpotential och låga halter löst syre (Larm, 1996). Ämnen som kan uppträda i jonform, till exempel metaller, går i lösning eller fälls ut beroende av våtmarkens kemiska förhållanden. Reducerande (syrefria) förhållanden råder ofta i våtmarker. Under sådana betingelser kan metaller som bly, koppar, kadmium, kvicksilver, silver och zink bilda olösliga sulfider. Det sker enligt (MEND Project 3.12.1, 1990):



Den kemiska tillgängligheten och toxiciteten av metaller beror på vilken form de förekommer i. Det beror i sin tur beror av partikelstorleksfördelning, organiskt innehåll, pH, redoxpotential och tid (Wittgren, 1994). Huvudkällan av metaller i våtmarker finns i sedimenten, i

suspenderat partikulärt material, i kolloidalt material och i vattenkolumnen som en löslig fraktion av hydrerade joner och komplex, både organiska och oorganiska. Den lösliga fraktionen är den mest lättillgängliga och därmed mest toxiska för biota (Dunbain & Bowmer, 1992). Sediment fungerar som fällor men också som potentiella källor för metaller (DeLaune & Gambrell, 1996).

Vid nedbrytning av organiskt material frigörs fulvo- och humussyror som kan bilda komplex med metalljoner (Amcoff & Magnusson, 1997). Metaller komplex- eller kelatbinder med organiskt material till exempel alger, detritus, och det organiska material som täcker silikatpartiklar eller andra mineralytor. Fyra olika bindningsprocesser dominerar (Dunbain & Bowmer, 1992):

- 1) katjonutbyte
- 2) adsorption
- 3) utfällning och samfällning
- 4) komplex- eller kelatbindning

Partikelstorleken bestämmer ytan där kemiska reaktioner kan ske. Små partiklar har stor reaktionsyta per viktenhet. Lerpartiklar består ofta av ett lager silikat/lermineral och kvarts, ofta täckta med järnhydroxider och organiskt material (Dunbain & Bowmer 1992). Järn- och manganhydroxider i sediment tros vara väldigt viktiga mekanismer vad gäller distributionen av metaller i akvatiska system. Sorptionskapaciteten hos olika sedimentfraktioner ökar i ordningen:

manganhydroxider > humussyror > järnhydroxider > lermineral

Sedimentens textur har betydelse vid retention av metaller. Sediment med fin textur, hög andel silt och framförallt högt lerinnehåll, har högre affinitet för metaller än vad till exempel sandiga sediment har. Sediment med högt lerinnehåll kan ackumulera metaller ur vatten från till exempel industriutsläpp (DeLaune & Gambrell, 1996).

pH är av stor betydelse för metallers mobilitet och tillgänglighet för organismer (Gambrell, 1994). pH i (naturliga) våtmarker ligger vanligen runt 6,5-7,5 vilket gynnar metall-immobilisering. Våtmarker med högt organiskt innehåll kan vara surare och därmed ha en metallmobiliserande förmåga (Gambrell, 1994). Metallretention begränsas av våtmarkens förmåga att generera alkalinitet och behålla neutralt porvatten (cirka pH 6,5). Om pH är neutralt kan en snabb järnutfällning från vattnet ske. Utfällningshastigheten varierar med årstiden och är högst vår och sommar under växtsäsongen. I våtmarker där pH i inflödande vatten gynnar bildandet av fällningar sker metallretention genom utfällning och sedimentering (Flanagan *et al.*, 1994). Metallretention kan även ske genom transport in i substratet. Inne i substratet kan andra förhållanden råda och miljön vara sådan att fällningar kan bildas (Flanagan *et al.*, 1994). Adsorption varierar med pH (Machemer & Wildeman, 1992) till följd av att metallernas egenskaper varierar vid låga och höga pH.

Machemer och Wildeman (1992) undersökte i två studier adsorption som retentionsprocesser av metaller från lakvatten i en konstruerad våtmark. Studierna visade att Fe, Cu, Zn och Mn konkurrerade om adsorptionsytor. Fe och Cu verkar adsorberas starkare än Zn och Mn.

Adsorption skedde enligt:

Fe = Cu >> Zn = Mn.

Studierna visade att i stort sett alla metaller adsorberades vid pH 4,5-5,5. Järn kan ha fallit ut som järnhydroxid vid pH cirka 4,5.

Det är viktigt att veta om adsorption är en långsiktig process i våtmark eftersom adsorberade metaller lätt kan återmobiliseras igen. Vidare är det viktigt att veta i vilken utsträckning adsorption till organiska ytor sker i våtmarkssystemet och hur adsorptionen förändras med varierande pH och tid (Machemer & Wildeman, 1992).

I ett uppstartningsläge är adsorption till organiska ytor en viktig process i en konstruerad våtmark. Med tiden blir däremot andra processer viktigare (se nedan). Adsorption fungerar initialt men beroende på minskning av tillgängliga adsorptionsytor förlorar adsorptionsmekanismen effektivitet med tiden (Machemer & Wildeman, 1992).

Fysikaliska processer

Sedimentation, filtrering, infiltration och avdunstning är fysikaliska processer vilka påverkar våtmarksfunktionerna (Amcoff & Magnusson, 1997). Sedimentation är en dominerande avskiljningsmekanism i våtmarker. Transporten av partikelbundna ämnen, till exempel metaller, hejdas genom att de bäddas in i våtmarkssedimenten. De flesta yttre faktorer som påverkar sedimentation kan relateras till våtmarkens hydrologi, till exempel uppehållstid, inlopp- och utloppsförhållanden, turbulens och djup.

Om sedimentation inträffar i våtmarken, kommer metaller bundna till till exempel organiskt material, att begravas. Nere i sedimenten är immobiliseringsprocesserna effektiva (Gambrell, 1994). Naturliga sedimenteringsprocesser i kombination med reducerade utsläppshalter har resulterat i effektiv utfällning och isolering av metaller i en våtmark (DeLaune & Gambrell, 1996). På detta sätt tas metaller bort från ytmiljön där de annars är som mest biotillgängliga och lättmobiliserade. Metallackumulation i sedimenten är följd av kemiska fällningsreaktioner av metaller och H₂S samt inkorporation i växt- och bakteriebiomassa (MEND Project 3.12.1, 1990).

Andra avskiljningsmekanismer sker vid kontakt mellan partikeln och filterytan (sedimenten) där bland annat mindre partiklar adsorberas. Infiltration av vatten i underliggande substrat sker och partiklar fastnar mekaniskt i sedimentets porer. Till viss del avdunstar även substanser från våtmarksytan.

Biologiska processer

De biologiska processer som sker i en våtmark är bland annat växtupptag och nedbrytning (Amcoff & Magnusson, 1997). Mikroorganismer står för nedbrytningsprocesser. Vissa mikroorganismer deltar i omsättningen av kväve genom denitrifikations- och nitrifikationsprocesser¹ (Horne & Goldman, 1994) medan andra reducerar till exempel sulfat (se 5.5). Vegetationen i ett våtmarkssystem fungerar som filter. När vattnet passerar genom vegetation filtreras partikelbundna föreningar bort och näringsämnen tas upp. Tät vegetation, till exempel vass, minskar vattnets hastighet och turbulens vilket ger en ökad avsättning av partiklar

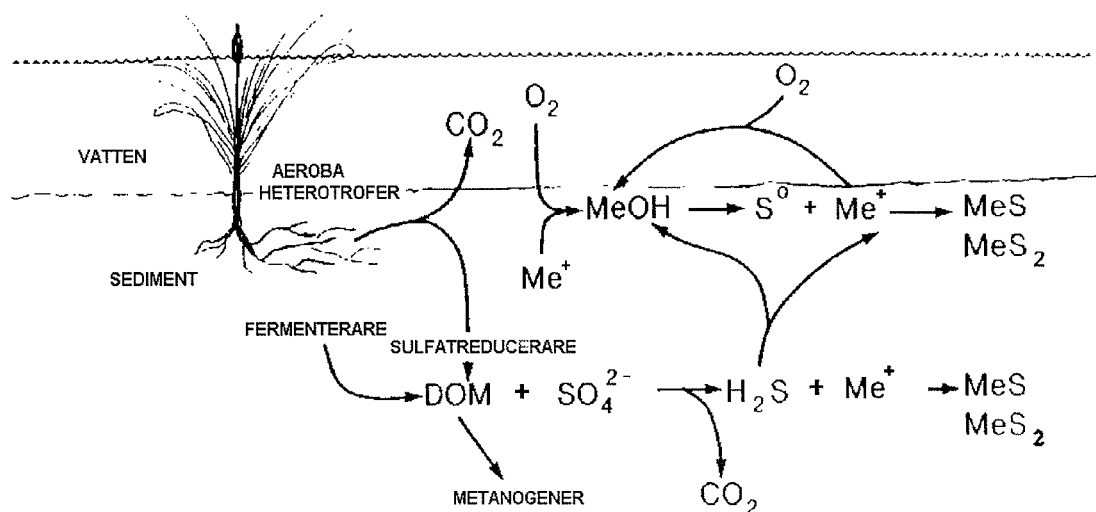
¹ Denitrifikation = kväve i form av nitrat lämnar systemet som kvävgas under syrefria förhållanden.
Nitrifikation = kväve i form av nitrit tillförs systemet vid syretillgång.

(Amcoff & Magnusson, 1997). Filtrering och sedimentation är alltså två samverkande processer.

Submersa växter (undervattensväxter) producerar under aktiv fotosyntes syrgas till vattnet och våtmarksvegetation kan syresätta rotzonen genom ventilation. Växter transporterar luft från atmosfären till rotzonen genom diffusion och konvektion i växternas så kallade aerenchymatiska vävnad. Vidare tillför växterna kolföreningar till systemet. Kolföreningar bildas vid fotosyntes och är en viktig kolkälla för mikroorganismer. Växternas ytor, tillsammans med sedimentytan, utgör viktiga miljöer för bakterier. Därutöver kan vegetationen fungera som vindskydd och minska resuspension av sedimenterat material (Wittgren, 1994).

Syretillgången i våtmarkssystem är ofta väldigt begränsad. Den dåliga syretillgången gör det svårt för ett stort antal växter att etablera sig, speciellt högre växter och träd, eftersom få trädrötter klarar av anoxiska förhållanden (Horne & Goldman, 1994).

Några av de reningsprocesser, kemiska, fysikaliska samt biologiska, som sker i en våtmark sammanfattas i figur 8 nedan.



Figur 8. Metallretentionsprocesser, kemiska, fysikaliska och biologiska, som sker i en våtmark (efter (MEND Project 3.12.1, 1990).

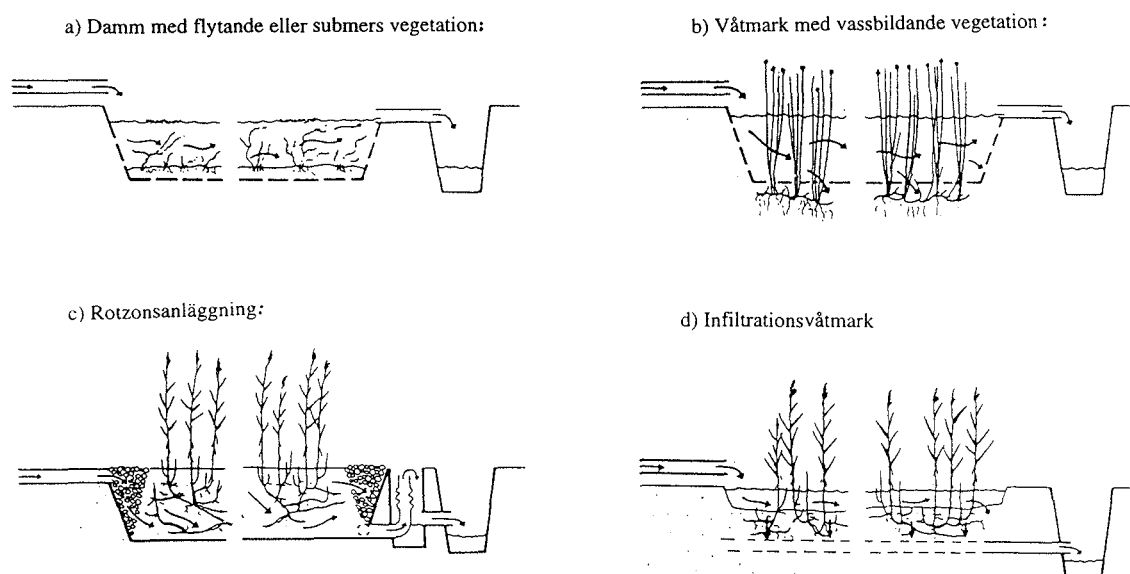
5.4.4 Våtmarker som reningssystem

Våtmarker som behandlingsmetod för avlopps- och dagvatten indelas av Wittgren (1994) som följer nedan:

- 1 a) dammar
 - b) våtmark med vassbildande vegetation och vegetationsfilter
 - c) blandformer av de båda ovanstående
- 2 a) rotzonsanläggningar
 - b) översilningsanläggningar /infiltrations våtmarker
 - c) bevattning av vattentåliga grödor

- 3 a) sumpskogar
- b) skogskärr
- c) torvmossar

I den första kategorin dominerar ytvattenflöde (fig.9a). I dammar finns huvudsakligen flytande och submers vegetation och de är ofta relativt djupa. En våtmark med vassvegetation kan vattnet sippra igenom och därigenom filtreras (fig.9b). I ett vegetationsfilter sipprar vattnet över en gräsbevuxen, svagt sluttande yta. I den andra kategorin avses vattenflödet huvudsakligen ske i markprofilen. I rotzonsanläggningar är flödet horisontellt (fig.9c), i övriga vertikalt. Översilningsanläggningar är naturmarker där näringsrikt åvatten leds in och får översvämma gräsytor. Vattnet leds tillbaka via ytligt grundvatten. Infiltrationsvåtmarker är skarpare avgränsade från omgivningen än översilningsanläggningar och ingen ytavrinning tillåts (fig.9d). Vid bevattning av vattentåliga grödor ställs marken inte under vatten utan växtligheten bevattnas. Den tredje kategorin skiljer sig från de två andra med avseende på jordmån och biologi. De är ofta förhållandevis näringsfattiga. Våtmarkerna i de två första kategorierna kan anläggas (se 5.4.5) för ett specifikt ändamål medan den tredje kategorin huvudsakligen omfattar redan befintliga, naturliga våtmarker (Wittgren, 1994).



Figur 9. Exempel på våtmarkstyper som används vid rening av avlopps- och dagvatten (efter Wittgren & Hasselgren, 1992).

Naturliga våtmarker är effektiva fällor för metaller (Dunbain & Bowmer, 1992). Metaller immobiliseras genom sedimentering, adsorption, komplexbildning, växtupptag samt mikrobiellt medierade reaktioner som oxidation och reduktion (Dunbain & Bowmer, 1992). De senaste 20-30 åren har flera studier dokumenterat att naturliga våtmarker har en förmåga att klara av surt metallhaltigt lakvatten och ibland till och med "blomma" av det (MEND Project 3.12.1, 1990).

De naturliga våtmarker som ligger i utströmningsområden har tillrinning, från större eller mindre omgivning, vilket gör det svårare att kontrollera reningsprocesserna. Utspädningen medför minskad reningseffekt samt svårigheter att mäta den. I en våtmark som domineras av inströmmning är reningsprocesserna mer kontrollerbara. (Wittgren, 1994). Våtmarker räknas

ofta till skyddsvärda naturområden. Påverkas dessa system, som i många fall är mycket specifika, kan miljön för känsliga organismer påverkas till följd av nya livsbetingelser. Det gynnar ett fåtal tåliga arter och kan leda till att den biologiska mångfalden minskar.

Naturliga våtmarker kan i princip anses olämpliga för behandling av gruvlakvatten men de kan utgöra en grund för hur uppbyggnad av en konstruerad våtmark skulle kunna se ut.

5.4.5 Konstruerade våtmarker

I dag blir det allt vanligare att konstruera våtmarker för att ta hand om och rena dag- och avloppsvatten men även lakvatten. Teknologin med passiva reningssystem är nu 15-20 år och de senaste åren har stora framsteg gjorts (McCleary & Kepler, 1994). I följande avsnitt presenteras förslag på hur en våtmark kan konstrueras för att rena lakvatten från gruvlakrester och vad man bör tänka på vid konstruerandet. Några exempel på konstruerade våtmarkssystem ges och för- respektive nackdelar med våtmark som reningssystem för lakvatten diskuteras.

När en våtmark ska konstrueras är den huvudsakliga frågan hur ett självgenererande biologiskt system som har förmåga att klara av fluktuationer i vattenkvalitet, klimat och flöde ska se ut (Ledin & Pedersen, 1996). Hänsyn måste tas till biologiska (till exempel sulfatreduktion), fysiska (tillgängligt utrymme etc) och kemiska (till exempel vilka metallslag och koncentrationer) faktorer (Dietz *et al.*, 1994). Beträffande en våtmarks storlek och form varierar det naturligtvis med ett områdets förutsättningar och några specifika råd på hur stor en våtmark "bör" vara verkar inte finnas. Man måste tänka på vilka steg som ska ingå, vilka substrat som är tänkbara och som finns att tillgå samt vilka flödeshastigheter det handlar om (Ledin & Pedersen, 1996). Vidare bör hänsyn tas till inflödet av metaller, diffusion av lösta metaller till våtmarkssubstratet, utfällning av metaller, vegetationens roll, porvattnets tillstånd samt utflöde av metaller (Flanagan *et al.*, 1994).

Våtmarker konstrueras med ytvattenflöde och består ofta av före detta terrestra miljöer som förändrats genom att täta jordar skapats och en våtmarksflora och fauna har utvecklats (Amcoff & Magnusson, 1997). Läckage till grundvattentäkter förhindras i första hand genom att våtmarker lokaliseras till naturligt avgränsade dräneringsområden utan grundvattentäkter samt anläggs på jord med låg infiltrationskapacitet. Det är viktigt att varje anläggning föregås av en hydrogeologisk undersökning samt att grundvattenkvaliteten börjar övervakas innan våtmarken belastas med vattnet samt att kontinuerlig bevakning fortlöper (Wittgren, 1994).

Till att börja med behövs två zoner eller avdelningar i våtmarken. En zon där oxiderande förhållanden råder, det vill säga syre finns tillgängligt, och en där reducerande (syrefria) förhållanden råder, en anoxisk zon. I den oxiska zonen sker filtrering och upptag med hjälp av vegetation. Vegetationen "hjälp" dessutom oxideringsprocesser att ske (Kuyucak, 1995).

Den anoxiska zonen fungerar som sedimenteringszon. Där finns sulfatreducerande-, denitrifierings- och manganreducerande bakterier (Kuyucak, 1995). Bakterierna katalyserar kemiska reaktioner. Sulfatreducerande bakterier verkar tolerera relativt höga halter av Cd, Ni och Zi samt medelhöga halter av Cu och Pb (Kleinmann *et al.*, 1991).

Utformningen är av central betydelse för att uppnå jämn fördelning av vattenflödet över ytan. Vegetationens utveckling kommer troligen att påverka hydrauliken. Det blir antagligen nödvändigt med skötselåtgärder för att förhindra kanalbildning (Wittgren, 1994). Om kanaler bildas passerar vattnet för snabbt och sprids inte över hela våtmarksytan, vilket är nödvändigt

för att reningen ska vara effektiv. Den totala arean kan delas in i två till fyra behandlingsenheter för att förhindra att vattnet tar den "lättaste" vägen och på det sättet undviker att genomströmma en stor yta (Dietz *et al.*, 1994).

Vid anläggning av våtmark är det troligt att man vill åstadkomma en kraftigt diversifierad vegetation (Wittgren, 1994). På lång sikt är det framförallt de hydrologiska förhållandena och tillgång på näring som bestämmer vegetationen. Vid etablering är det mest fruktbart att välja arter med konkurrensfördelar, det vill säga lättetablerade arter. Vill man ha en attraktiv naturmiljö kan det stå i konflikt med satsning på lättetablerade växter. Om man vill uppnå speciella miljöer verkar det enligt litteraturen vara nödvändigt att manipulera hydrologin samt att skapa zoner med olika djup. Skötselåtgärderna i den etablerade våtmarken måste anpassas efter den vegetation som önskas (Wittgren, 1994).

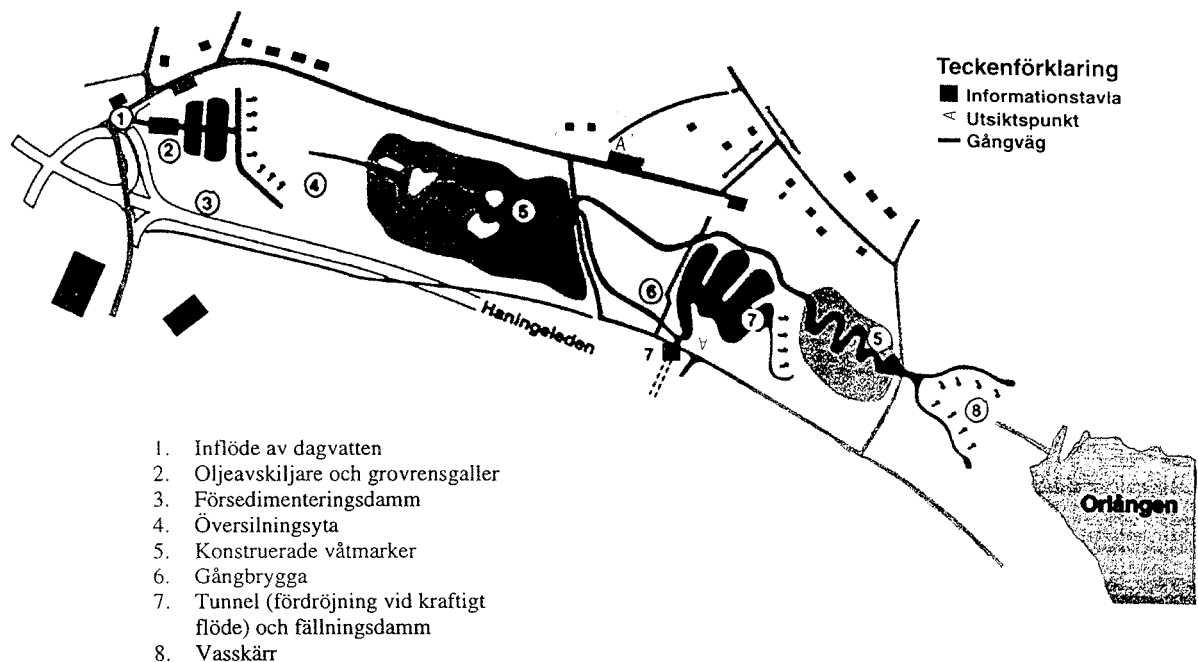
Det finns olika sätt att etablera vegetation (Wittgren, 1994). Det går fort att aktivera den på platsen befintliga fröbanken genom att vattenmätta marken. Om marken varit frösådd en gång kan den innehålla en divers våtmarksflora. Lite längre tid tar det med frösådd av nya frön. Ett alternativ är att införa flytande eller submers vegetation som hämtats i dammar eller sjöar. Ytterligare alternativ är spridning av gyttja som hämtats från annan våtmark eller sjölittror. Gytjan innehåller en fröbank som aktivieras när den dränerats. Slutligen kan skott eller rhizomstockar som drivits upp eller hämtats i andra lokaler planteras för att etablera vegetation (Wittgren, 1994).

Det finns inte så mycket dokumentation av växtsuccessionen i anlagda våtmarker. De flesta våtmarkerna är relativt nya och resurserna för provtagning och så vidare har varit knappa (Wittgren, 1994). Anlagda våtmarker kan bli ganska diversa visade en dansk undersökning ifrån 43 rotzonsanläggningar. Där hade cirka 112 arter etablerats utöver de som planterats (Wittgren, 1994). Vegetationen i naturlig våtmark visade sig vid en undersökning domineras av familjerna *Cyperaceae*, *Juncaceae*, *Gramineae* (MEND Projekt 3.12.1, 1990). Vegetationsanalyser visade att metallhalterna i alla arter var högre i vävnaderna än i ytvattnet och i en del arter även högre i vävnaderna än i sedimenten. De arter som bäst verkar ha kunnat koncentrera metaller, *Eleocharis ovata*, *Scirpus subterminalis* och *Vallisneria spiralis*², växte helt submerst varav de två första bildade gröna mattor på botten (MEND Projekt 3.12.1, 1990).

Ett exempel på en våtmarksanläggning för att rena dagvatten är Flemingsbergsvikens våtmark³ (fig.10). Där samlas dagvattnet upp i ett dike och leds in i systemet. Diket står i kontakt med en oljesepareringsdamm följt av en försedimenteringsdamm. Försedimenteringsdammen är vattenfylld året runt och har utformats som ett meandrande dike för att förhindra att vattnet tar "genvägar" genom systemet samt för att öka kontakttiden. De två första stegen innebär att vattnet renas från olja, fetter, grovt material och partikelbundna föroreningar och näringsämnen. Vattnet sprids därefter till en konstruerad våtmark via ett distributionsdike. Diket är till för att hindra att det bildas kanaler i våtmarken där vattnet kan flöda genom för snabbt. I våtmarken sker växtupptag av lösliga föroreningar, sedimentering, adsorption och denitrifikation. I reningssystemets slutända går vattnet från våtmarken ut i en damm. Därifrån leds det via ytterligare ett dike till den slutliga recipienten, en sjö.

² *Eleocharis* = säv, *t ex knappsäv*, *Scirpus* = säv, *t ex skogssäv*

³ Flemingsbergsvikens våtmarksanläggning ligger vid sjön Örlången i Huddinge. VBB VIAK Box 34044 100 26 Stockholm, tel. 08-695 60 00



Figur 10. Flemingsbergsvikens våtmarksanläggning, ett exempel på en konstruerad våtmark för rening av dagvatten (Efter VBB VIAK, se fotnot 3).

I en text beskrevs ett biologiskt reningssystem som hade konstruerats för att behandla lakvatten med lågt pH, hög aciditet och högt metallinnehåll (MEND Tecnology transfer workshop, 1995). Där ingick ett förbehandlingssteg och en våtmark. Förbehandlingssteget bestod av en ALD (anoxic limestone drain), det vill säga en kalkstensbädd där vattnet får passera under syrefria förhållanden för att höja pH. I våtmarken ingick en aerob del med utfällningsdammar för oxidation- och hydrolysreaktioner och en del baserad på ett organiskt substrat för anaeroba processer, som bakteriell aktivitet för utfällning av metaller samt genererande av alkalinitet (MEND Tecnology transfer workshop, 1995).

I ett annat exempel på rening av lakvatten på biologisk väg utnyttjades ytvattenflöde och flöde genom undersubstrat (Flanagan *et al.*, 1994). En våtmark bestående av sex bassänger (nio celler) med total area av 0,38 ha hade konstruerats. De två första bassängerna var indelade i fem celler. Några av cellerna var konstruerade så att aerobiska processer, till exempel järnretention, kunde ske. Bassängerna var grunda, cirka 8 cm, för att åstadkomma en aerob miljö. De sista bassängerna var djupare. Med hjälp av höbalar hade diken skapats för att få ett serpentinflöde genom systemet. *Typha latifolia* (bredkaveldun) planterades och utgjorde den dominerande vegetationen. De första sju cellerna var konstruerade av cirka 30 cm organiskt material (till exempel "spent mushroom compost" eller gödsel) ovanpå 25 cm kalksten. De två sista cellerna hade konstruerats av ett 15 cm kalkstenslager underst täckt med cirka 30 cm grus med ett nätverk av perforerade rör för att tvinga flödet av lakvatten genom substratet. Ovanpå gruset var cellerna täckta med cirka 45 cm kompostmaterial (Flanagan *et al.*, 1994).

5.4.6 Fördelar med konstruerade våtmarker som reningssystem

Ersättning av de konventionella metoderna (aktiva system) med ett våtmarkssystem tjänar flera syften. Ett aktivt system kräver insatser i form av kemikalietillsats och tillsyn flera gånger per år. Kostnaderna vid anläggning av ett passivt system kan vara stora men de är,

troligen, mer kostnadseffektiva då drifts- och kemikaliekostnaderna reduceras. Passiva system kan vara underhållsfria i flera års tid tills naturliga, fysiska parametrar gör systemet ineffektivt. Det kan då förnyas genom att till exempel byta ut substratet eller gräva ur sedimenten (McCleary & Kepler, 1994). Våtmarker erbjuder enkel och effektiv behandling av lakvatten till en låg kostnad om man jämför med konventionell rening (Hu, 1995).

Den kostnadsmässiga aspekten talar till fördel för våtmarkssystem jämfört med konventionella kemiskt baserade reningsmetoder för gruvavfall. Detta argument presenteras i en rad skrifter (Dunbain & Bowmer, 1992, Flanagan *et al.*, 1994, McCleary & Kepler, 1994, Hu, 1995). Passiva system är enligt beräkningar upp till 80 gånger billigare per år att driva jämfört med aktiva system (McCleary & Kepler, 1994).

Konstruerade våtmarker är attraktiva för industrin då de är billiga att förvalta och kräver lite, eller ingen energi för att drivas (Dunbain & Bowmer, 1992). Våtmarker hävdas vara självreparerande och de kräver ofta betydligt mindre underhåll än konventionella vattenreningsanläggningar (Wittgren, 1994, Flanagan *et al.*, 1994).

I konstruerade våtmarker bygger reningen av lakvatten på bakteriella processer, metallupptag av växter och mikroorganismer, metallutfällning och adsorption till fasta faser (Ledin & Pedersen, 1996). Permeabiliteten i våtmarker är låg och läckage av metaller är ett litet problem eftersom det ofta råder reducerande förhållandena vilka favoriserar immobilisering av metaller, så som Cu, Cd, Zn, Ni (Gambrell, 1994). Våtmarker kan effektivt avlägsna metaller från lakvatten. I ett exempel berodde över 99% av metallretentionen i ett våtmarkssystem på adsorption till organiskt material (Eger *et al.*, 1994). Laboratorie-, växthus- och fältförsök har visat att metaller immobiliseras i högre utsträckning i våtmark än i "vanlig" mark. De processer som bidrar till immobiliseringen i våtmark kan även bidra till retention av metaller som kommer till våtmarken från föroreningskällor, med avseende på hydrologi, om flödes hastigheterna är måttliga (Gambrell, 1994). Våtmarker kan fungera långsiktigt om man ser till att flödet av metaller in i systemet reduceras eller att återkommande underhåll av den utförs (Eger *et al.*, 1994).

5.4.7 Nackdelar med konstruerade våtmarker som reningssystem

Våtmarker är mycket komplexa system och det är svårt att förutse vad som "kommer att hända" i systemet på lång sikt. Modelleringsförsök har pågått sedan början av 1970-talet för att försöka hitta en modell för hur en våtmark kan fungera. En nackdel är att det egentligen inte finns någon fullständig forskning på området utan mera punktvisa försök där alla aspekter inte tagits med. Det saknas erfarenhet och riktlinjer för hur våtmarkssystem ska utformas (Hu, 1995). Vidare forskning efterfrågas dock för att inkludera och sammanlänka alla viktiga delar och processer (Dixon & Florian, 1993).

Processerna i en våtmark påverkas av många faktorer, varav några är årstidsberoende. Vattenflöden till, från och inom en våtmark är högst i samband med snösmältning på våren och riklig nederbörd på hösten. Under sommaren är vattenflödet normalt som lägst. Den bakteriella aktiviteten är som högst på sommaren då temperaturerna är höga och då vegetationen är som mest produktiv (Wittgren, 1994). Kemiska analyser har visat att våtmarker verkar vara inaktiva på hösten. Detta beror troligen på den låga vattentemperaturen, som ligger runt 4°C (MEND Project 3.12.1, 1990). Temperaturen påverkar den mikrobiella aktiviteten, som ungefär halveras vid en temperatursänkning på 10°C. När våtmarkssystemet bör vara som effektivast i sin rening går dess funktioner på sparlåga och vid tillfälligt höga

vattenflöden, till exempel i samband med vårflood, kan metaller frigöras från systemet, snarare än fastläggas. Sedimentanalyser visade att våtmarker kan vara (tillfälliga) källor av metaller till vattnet, särskilt på våren, efter stormar (MEND Project 3.12.1, 1990).

Det är viktigt att de anaeroba och aeroba stegen behåller sina betingelser med avseende på järn- och manganomsättning. I de aeroba delarna föreligger nästan all järn och mangan i fast fas (fällningar) medan det i de anaeroba delarna kan gå i lösning igen (Ledin & Pedersen, 1996). Förändrade syrgasförhållandena, under till exempel höst- och vårflood, kan ändra förutsättningarna. Syrgasförhållandena förändras på vintern (Wittgren, 1994). Is- eller snötäcke kan leda till mindre omblandning i vattnet och låga syrgashalter vid botten vintertid (Larm, 1996). Detta påverkar redoxpotentialen och adsorptions- respektive desorptionsprocesser i sedimenten.

Våtmarker är, liksom andra akvatiska system, föränderliga. Deras succession går liksom sjöars mot igenväxning och upptorkning. En våtmark som tillförs mycket partikulärt material kan på lång sikt grundas upp. Ett biologiskt reningssystem begränsas av naturliga, fysiska parametrar som igensättning av substrat, genom till exempel ackumulation av järn och andra metaller (McCleary & Kepler, 1994). Våtmarkssedimentet kan bli mättat med järnutfällningar vid höga halter. Frågan är hur det fungerar då. I ett grunt system med relativt liten fosforbelastning kan ett hinder för uthållighet istället vara ackumulation av dött organiskt material. Det för med sig hydrauliska problem och effektiviteten minskar. Man får räkna med att våtmarker behöver regenereras med vissa intervall till exempel genom att sedimentlagret hyvlas av (Wittgren, 1994). Våtmarker kräver alltså underhåll i form av periodiskt bortagande av sediment och biomassa (Ledin & Pedersen, 1996).

En annan nackdel är att stora ytor behövs vid anläggandet av våtmark (Hu, 1995). Tillgänglig area kan vara den begränsande faktorn. Det kan finnas fysiska begränsningar för att rena stora flöden av starkt förorenade vatten där en kombination av kemisk rening och våtmarkssystem eller enbart kemisk rening är de enda hållbara alternativen (McCleary & Kepler, 1994). Våtmarker påverkas av temperatur, näringstillgång, alkalinitet, retentionstid, bakteriepopulationer, halter av föroreningar, vattenflöde, pH etc (Kleinmann *et al.*, 1991). Det kan vara svårt att konstruera ett system som klarar av att hantera alla dessa parametrar och det kan därför bli nödvändigt med ett kompletterande kemiskt steg.

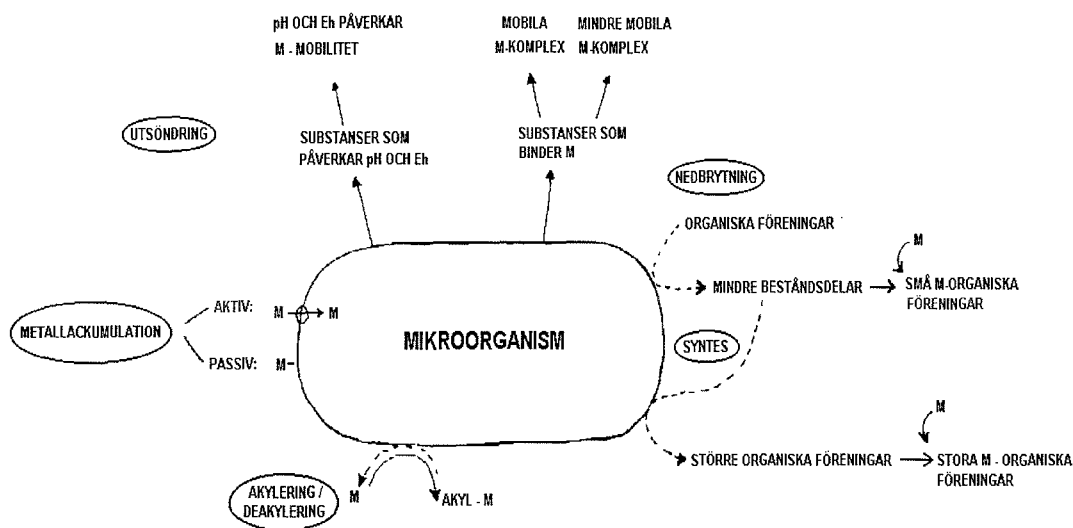
Det kan vara besvärligt att etablera önskade våtmarksväxter i ett uppstartningsskede, speciellt under kalla väderförhållanden (Hu, 1995). Under det första året är det troligt att våtmarken inte fungerar tillfredsställande på grund av att våtmarksvegetationen ej hunnit etablera sig (Larm, 1996).

En konstruerad våtmark blir en fälla för föroreningar och kan bli en farlig miljö för levande organismer (Amcoff & Magnusson, 1997). Om en del växter och djur ackumulerar tungmetaller kan det få effekter på andra organismer som lever i området och livnär sig på till exempel växtligheten eller mikroorganismer i våtmarken eller på annat sätt är beroende av den. Det kan dessutom uppstå problem med myggor (Hu, 1995)!

5.5 Mikroorganismernas roll

Mikroorganismer etablerar sig i de allra flesta miljöer och finns i våtmarker. Mikroorganismer, det vill säga bakterier, encelliga alger, jäst, mikroskopiska svampar och protozoa, kan katalysera många reaktioner som annars skulle vara mycket långsamma eller

inte inträffa alls (Ledin & Pedersen, 1996) (fig.11). Ett exempel på en sådan reaktion är bakteriell reduktion av sulfat till sulfid. För att fungera behöver mikroorganismerna en energikälla, en kolkälla och en elektrondonator. Syre används som elektrondonator av aeroba bakterier. Anaeroba bakterier utnyttjar nitrat, mangan, järn, sulfat, svavel eller koldioxid i sin respiration. Anaeroba processer dominerar i gruvavfallsmiljöer (Ledin & Pedersen, 1996).



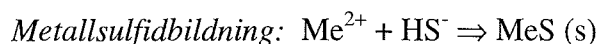
Figur 11. Mikrobiella processer som visar hur mikroorganismer, direkt eller indirekt, kan påverka metallers mobilitet (efter Ledin & Pedersen, 1996).

För att kunna förutsäga om en våtmark passar för att rena surt lakvatten krävs förståelse för de faktorer som påverkar mikrobiell aktivitet i sedimenten. Tillgång på fermentativa bakterier som omvandlar POM (partikulärt organiskt material) till DOM (löst organiskt material = kolkälla) behövs för att sulfatreducerande bakterier ska kunna leva. Andra faktorer som påverkar är temperatur och aktivitet av mikrofager (organismer som äter bakterier och andra mikroorganismer) samt virus (MEND Project 3.12.1, 1990).

Vid behandling av lakvatten från gruvavfall i våtmark kan mikroorganismer utnyttjas. Mikroorganismernas roll i ett våtmarkssystem är upptag, kemisk assimilation, exkretion och predation (Dixon & Florian, 1993). I gruvavfall är transformering av järn och svavel nyckelprocesserna för metallers mobilitet (Dixon & Florian, 1993). Anaeroba bakterier deltar i sulfatreduktion där sulfider genereras. Sulfider kan bilda komplex med metaller och på så vis åstadkoms en metallretention. Under syrefria förhållanden och vid tillgång på sulfat sker en mikrobiell reduktion av sulfat enligt (Hallberg & Granhagen, 1996):



Vid processen bildas vätesulfid (HS^-) och ackumuleras i vattnet. När vätesulfid bildas sker en metallretention ur vattnet i och med metallsulfidbildning (Hallberg & Granhagen, 1996):



För att denna reaktion ska ske krävs låg redoxpotential (Faulkner & Skousen, 1994). Processerna påverkas vidare av klimat, årstid, tillförsel av organiskt material och näringstillgång (Faulkner & Skousen, 1994). Mikrobiella processer kan påskyndas genom att organiskt material tillförs. När kolkällor finns att tillgå bildas bikarbonater vilka ökar alkaliniteten och därmed stiger pH (Kuyucak 1995). Det gör i sin tur förhållandena för sulfatreduktion fördelaktiga. Om organiskt avfall är råmaterialet innebär detta en annan fördel, då man kommer åt ytterligare ett avfallsproblem samtidigt (Ledin & Pedersen, 1996).

Enligt Machemer och Wildeman (1992) förefaller till exempel Cu och Zn, helt reduceras i ett våtmarksförsök. Cu- och Zn-sulfider faller ut i högst utsträckning och följs av Fe-sulfider enligt (Machemer & Wildeman, 1992):



Det förefaller som om sulfatreduktion är viktigare än pH-kontroll för att reducera metaller. Trots att pH är relativt högt är det inte så troligt att det sker en metallreduktion på grund av metallhydroxidutfällningar, eftersom reducerande förhållanden ofta råder i systemet (Machemer & Wildeman, 1992). Resultatet av Machemers och Wildemans (1992) studier indikerar att alla metaller, utom mangan, kan reduceras med hjälp av sulfatreduktion och sulfidfällningsprocesser.

5.6.1 Fördelar med användandet av mikroorganismer vid rening av lakvatten

Mikroorganismer har visat sig ha stor metallackumulationsförmåga (Ledin & Pedersen, 1996). De kan ackumulera metaller genom passiva eller aktiva processer. Mikroorganismerna kan ackumulera höga halter av metaller och ackumuleringen sker selektivt (Ledin & Pedersen, 1996). Bakterier och svampar spelar en roll genom att koncentrera metaller i våtmark. De bryter ned vegetation i torvbildningsprocesser och nedbrutet material ökar den tillgängliga ytan för adsorption och det bildas humöst material, humus- och fulvosyror, vilka underlättar den geokemiska anrikningen av metaller (Owen & Otton, 1995). Om syrgas, respektive kemiskt bunden energi, finns tillgängliga kan signifikant mikrobiell aktivitet förekomma även i närheten av fryspunkten (Wittgren, 1994).

5.6.2 Nackdelar med användandet av mikroorganismer vid rening av lakvatten

Det kan behövas speciella reaktorer, vari mikroorganismerna får husera, för att kunna skapa rätt livsbetingelser för dem och åstadkomma effektiv rening (Ledin & Pedersen, 1996). Näring måste tillsättas om det inte finns att tillgå naturligt. Lakvatten från gruvrestupplag är ofta näringsfattigt och det krävs då underhåll för att se till att näring finns i tillräcklig mängd. Mikroorganismernas effektivitet varierar under olika delar av året. I samband med att temperaturen sjunker avtar deras aktivitet och reningseffekten varierar med årstid till följd av detta. Det är osäkert hur stort det relativa bidraget av mikroorganismer till den geokemiska anrikningen av metaller i våtmarker är. Det är dock säkert att mikrobiella populationer bidrar till metallanrikningen (Owen & Otton, 1995).

5.7 Vegetationens roll

Uppfattningarna om vegetationens roll i fråga om rening av lakvatten från gruvavfall går isär. Enligt vissa uppgifter spelar växtligheten en viktig roll för metallretention, till exempel i en

våtmark, medan andra hävdar att den inte står för någon direkt retention. I det följande avsnittet görs ett försök att ge en bild av de olika idéerna.

5.7.1 Fördelar med vegetation för rening av lakvatten

Vegetation, både i form av levande och död biomassa, påverkar vattenrörelserna (Flanagan *et al.*, 1994). Våtmarksvegetation förefaller inte stå för någon större del av metallretentionen men är viktig då den sprider vattenflödet, stabiliserar substratet, fyller på med organiskt material samt utgör ett estetiskt värde (Dietz *et al.*, 1994).

Växter som till exempel *Typha latifolia* (bredkaveldun) tros ha en positiv effekt med avseende på sedimentering av fällningar (Flanagan *et al.*, 1994). Vidare kan vegetationen minska produktionen av syra genom att konkurrera om syretillgången och genom att fungera som substrat för mikroorganismer (Ledin & Pedersen, 1996).

Vid rening av dagvatten i våtmarkssystem spelar vegetationen en viktig roll för reduktion av vattnets näringsinnehåll. En del menar att vegetationen är betydelsefull även för retention av metaller i vattnet. Vegetationens (plankton och högre växter) upptag av näringsämnen, organiska ämnen och lösta metaller bidrar till reduktionen av dessa föreningar (Amcoff & Magnusson, 1997). Viktigt är dock att biomassan förs bort efter hand. Annars utgör växtupptaget endast en fördröjning av föroreningarnas transport till sedimenten eller ut i ekosystemet. Växtupptag av metaller och organiska ämnen sker främst från sedimenten men även till viss del från vattenmassan (Amcoff & Magnusson, 1997).

Högre vegetation deltar i omsättningen av järn och mangan. Växter tar upp CO₂ vid fotosyntesen varvid en basisk miljö skapas och stora mängder järnhydroxid kan fällas ut (Broberg & Larsson (red.), 1994).

5.7.2 Nackdelar med vegetation för rening av lakvatten

Det är bara en liten andel av de metaller som finns i sedimenten som tas upp av växter. När växterna dör frigörs metallerna. Vissa växter har förmåga att reglera upptaget av metaller oavsett om omgivningen är starkt förorenad eller inte (Amcoff & Magnusson, 1997). Växters totala upptag av metaller kan överstiga 50% av den inkommande mängden metaller men den del av metallerna som förs vidare från växtens rötter är bara en liten procentuell andel (Dunbain & Bowmer, 1992).

Enligt Dunbains och Bowmers (1992) undersökningar såg metallkoncentrationer i olika växtdelar ut på följande sätt:

rötter>rhizomer>icke-gröna blad>gröna blad

Den största andelen upptagna metaller stannade i rötterna (Dunbain & Bowmer, 1992). De anser därför att det inte är någon idé att skörda vegetation för att ta bort metaller. Växttolerans mot metaller är, enligt dem, ett resultat av både exkludering av metaller i rötterna och rhizomytan samt export från de gröna bladen (Dunbain & Bowmer, 1992). Metalltolerans hos växter bestäms av växternas fenologi och livskraft. Vidare krävs förståelse för akvatisk kemi och vilka former metallerna föreligger i. Generellt korrelerar ackumulering av metaller dåligt med metallkoncentrationer i sedimenten (Dunbain & Bowmer, 1992). Metalltoleranta

ekotyper har utvecklats genom genetisk anpassning medan man fortfarande förstår mekanismerna för metalltolerans hos övervattensväxter dåligt (Dunbain & Bowmer, 1992).

Växter tar upp näringsämnen och står för viss "lyxkonsumtion", det vill säga de har ett överupptag av vissa ämnen som man inte riktigt kan förklara (M. Greger, pers. medd., 1998). Det kan vara så att växternas roll i metallretentionen är mycket begränsad. Vid betraktandet av växter måste både metallupptag, tolerans och transport beaktas. Dessa parametrar ser olika ut hos olika arter men också hos olika genotyper (samma art men olika genetisk sammansättning) och varierar beroende på vilka ämnen det handlar om samt vilken miljö växterna befinner sig i (M. Greger, pers. medd., 1998).

De växter som ofta tas upp i våtmarkssammanhang är kaveldun (*Typha spp.*) och vass (*Phragmites spp.*). Beträffande deras effekt på metallupptag finns för få forskningsresultat för att kunna avgöra deras roller. De kanske står för ett frisläppande av metaller istället för en retention? Bly hamnar i växternas rötter men transporteras inte vidare till växternas övriga delar. Det samma kan eventuellt gälla för uran, då de liknar varandra i storlek. Bly (och eventuellt uran) tas upp av växter i mycket mindre utsträckning än vad till exempel zink och kadmium gör (M. Greger, pers. medd., 1998). Retention av bly (och uran) med hjälp av växtlighet ska man därför inte räkna med.

Man kan ännu inte förutsäga hur växter kommer att bete sig i en viss miljö. I dagsläget bör man därför vara försiktig med att förlita sig på växter för metallupptag. Olika arter skiljer sig mycket åt men även inom en och samma art är skillnaderna stora (M. Greger, pers. medd., 1998). Genotypskillnaden hos *Salix* (pil- och videarter), med avseende på upptag och transport av metaller, har visat sig variera upp emot 150 gånger.

Om det sker ett upptag av metaller kan organismer som livnär sig på dem få i sig toxiska halter och stå för en spridning av metallerna (Ledin & Pedersen, 1996).

5.8 Biosorbenter

Organiskt material, till exempel mossor, sågspån, gödsel och alger, kan användas för rening av lakvatten från gruvavfall (Kuyucak, 1995). Dessa former av organiskt material kan benämnas biosorbenter på grund av deras stora adsorptionsytor och förmåga att adsorbera olika ämnen. För rening av lakvatten från gruvavfall kan bäddar av organiskt material, till exempel vitmossor, konstrueras. En sådan bädd av biosorbenter kan placeras där lakvattnet kommer ut, alternativt kan lakvattnet ledas in i bädden. I det organiska materialet i bädden sker adsorption av metaller. I till exempel gödselsubstrat utför mikroorganismer förmodligen samtidigt nedbrytningsprocesser och metaller tas om hand. En annan typ av biosorption kan ske i levande organiskt material.

Så kallade "BIO-FIX beads" är en form av biosorbenter (Kuyucak, 1995). I "BIO-FIX processer" utnyttjas döda bakterier, alger etc. (Ledin & Pedersen, 1996). De döda cellerna immobiliseras i en polymermatrix och används i en form av "kolor" i fixerade bäddar eller konstruerade reaktorer. De kan innehålla till exempel immobiliserad *Sphagnum* torv/mossor (vitmossor). Dessa "kolor" kan rena vatten från Cd, Cu, Mn, Co, Ni, Zi (Benett *et al.*, 1991). Försök har utförts i liten skala men det är osäkert hur ett större system skulle utformas och fungera.

5.8.1 Fördelar med biosorbenter för rening av lakvatten

Adsorption av metaller sker i en avgränsad bädd av biosorbenter och reningen kan på så sätt kontrolleras. Materialen som kan användas för att konstruera dessa bäddar produceras av naturen och finns att tillgå i stor mängd. Metoden är därför relativt billig. *Sphagnum* mossor (vitmossor) har mycket stor adsorptionskapacitet. När substratet är fullt kan metallerna tvättas ur och eventuellt återvinnas (Kuyucak, 1995). "BIO-FIX sorbenter" konkurrerar om metaller även i låga koncentrationer och verkar fungera också vid låga temperaturer samt nedfrysning eller uttorkning (Ledin & Pedersen, 1996).

5.8.2 Nackdelar med biosorbenter för rening av lakvatten

När ett substrat är fullt måste det bytas ut eller tvättas (Kuyucak, 1995). Tvättas substratet ur kan det återanvändas. I annat fall blir det fråga om deponering av materialet och då uppkommer ett nytt avfallsproblem. Vid urtvättning fås ett nytt metallhaltigt tvättvatten.

Det kan vara svårt att förutse de olika substratens mättnadsgrad. Om substratet i en biosorbentbädd måste förnyas ofta kan detta skapa problem med mycket avfall samt att det krävs regelbunden tillsyn och underhåll. Det är dessutom tveksamt om stora system av biosorbenter skulle kunna konstrueras.

5.9 Kalkstensfilter

Alternativ eller komplement till en lakvattenrening baserad på ett våtmarkssystem eller liknande, skulle någon form av kalkstensfilter kunna vara. Kalkstensfilter kan konstrueras av krossad kalksten i olika storlekar. Det kan utgöra substrat varpå en våtmarksvegetation anläggs eller konstrueras som ett separat filter i någon form av behållare genom vilken lakvattnet kan ledas.

Exempel från litteraturen, där kalkstensfilter används, är till exempel så kallade "ALD:s" (anoxic limestone drains) (Faulkner & Skousen, 1994). Det är behållare fyllda med kalksten som grävs ned i marken för att skapa syrefria förhållanden. Den syrefria miljön gör att metallkomplex inte faller ut. På så sätt förhindras bildning metallhydroxidfällningar, till exempel $\text{Fe}(\text{OH})_3$, på kalkstensens yta vilket skulle göra den ineffektiv (Ledin & Pedersen, 1996). Lakvatten leds genom kalkstensbädden och reagerar med kalkstenen. Därefter leds lakvattnet åter upp till ytan. När vattnet ovan mark kommer i kontakt med syre, faller metallkomplex snabbt ut (Faulkner & Skousen, 1994). De bildade metallkomplexen får sedan sedimentera. Denna form av rening används främst för att skapa alkalinitet i lakvatten med låga pH.

5.9.1 Fördelar med kalkstensfilter för rening av lakvatten

Om lakvattnet är surt föreligger de flesta metaller i jonform och kan orsaka skada i ett ekosystem då de är som mest biotillgängliga i jonform. Leds lakvattnet genom en bädd av kalksten, höjs pH och metallhydroxider kan falla ut. På detta sätt erhålls en effektiv metallretention. Innehåller lakvattnet till exempel höga halter av järn kan man tänka sig att man får en stor utfällning av $\text{Fe}(\text{OH})_3$ och järnhalterna reduceras effektivt.

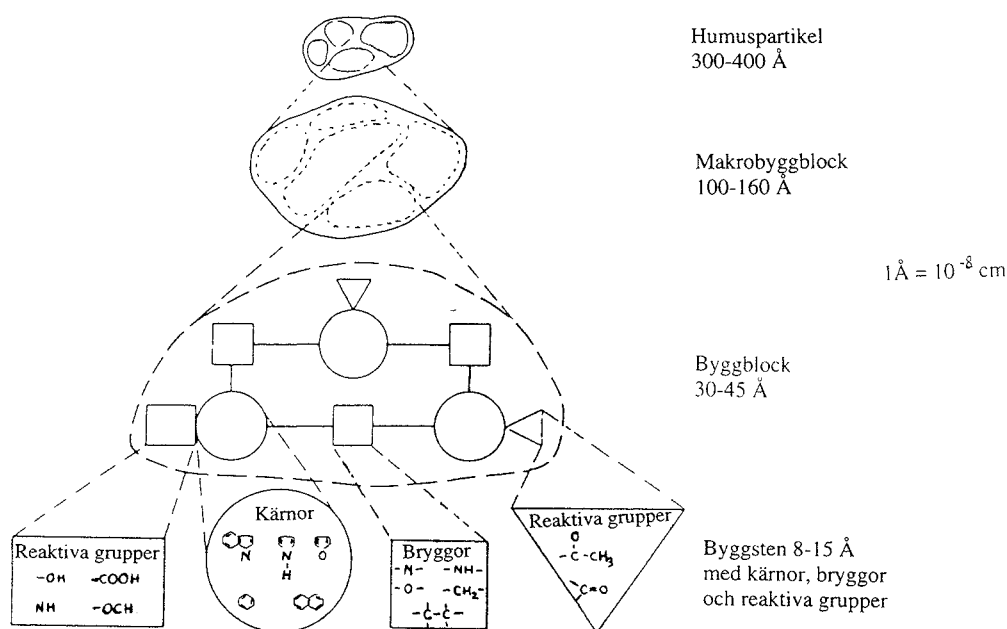
5.9.2 Nackdelar med kalkstensfilter för rening av lakvatten

Kalkstenssubstratets förmåga att generera alkalinitet kan minskas genom att metallhydroxider faller ut på ytan och kalkstenen blir "inklädd" i fällningar (så kallad "limestone armouring") (Flanagan *et al.*, 1994). Detta minskar de tillgängliga adsorptionsytorna och hindrar kalkstenen från att frigöra buffrande ämnen. Används en kalkstensbehållare (ALD) kan ett konstant flöde genom kalkstenssubstratet innebära att anaerob mikrobiell aktivitet avbryts och effekten av denna minskar (Flanagan *et al.*, 1994).

5.10 Torvfilter

Torv är, definitionsmässigt, en anhopning av ofullständigt nedbrutet organiskt material (växtdelar) som kan bli flera meter tjock (Larsson, 1982). Torv har länge varit känt som ett adsorptivt ämne och adsorberar bland annat tungmetaller. Metaller binds i torv i metallorganiska komplex eller genom jonutbytesprocesser då metaller adsorberas på partikel-ytorna (Larsson, 1982). Adsorptionskapaciteten i torv beror på ytareal, metallkoncentration i lösningen, kontaktid, pH och temperatur (Karlqvist & Qvarfort, 1976).

Det finns många olika teorier om hur torvens kemiska sammansättning ser ut. I figur 12 presenteras en av idéerna om hur torvens finkorninga humussubstans, med komplexa kemiska föreningar, ser ut (Larsson, 1982).



Figur 12. En modell av humusämnens, en av torvens beståndsdelar, strukturella uppbyggnad med reaktiva grupper där till exempel metaller kan binda (efter Larsson, 1982).

Laboratorieförsök har visat att låghumifierad *Sphagnum*torv (vitmosstorv) kan användas för att rena lakvatten (Karlqvist & Qvarfort, 1976). Låghumifierad torv definieras som torv där det fortfarande går att urskilja växtstrukturen (Larsson, 1982). Karlqvist och Qvarfort (1976) lät lakvatten med känd sammansättning passera ett torvfilter. Det visade sig reducera vattnets

total hårdhet och järnhalt. Mangan, kalcium och magnesiumhalterna reducerades med mer än 50%.

En laboratoriestudie i USA har visat att ”torv adsorberar uran i stort sett helt och hållet till och med från väldigt utspädda lösningar så som de som förekommer i naturen” (Owen & Otton, 1995). Det döda och förmultnande organiska materialet adsorberar uran och andra metaller effektivt. Uran binds till humus- och fulvosyror i torven. Vid pH mellan 3,5 och 7 bildar humussyror olösliga komplex med uranyljoner (UO_2^{2+}). Troligen binds uranyljonen till funktionella karboxylgrupper på humus- och fulvosyramolekylerna i torven (se fig. 12).

Vanligen utgör humus- och fulvosyror 6-40% av det totala kolinnehållet i torv (Owen & Otton, 1995). Genomförda undersökningar tyder på att det är de humösa substanserna, och inte till exempel levande växtmaterial, som fångar uran.

5.10.1 Fördelar med torvfilter för rening av lakvatten

Låghumifierad *Sphagnum*torv kan reducera mängden positiva joner i lakvatten. Vissa joner som järn, koppar, bly och zink kan i stort sett elimineras fullständigt (Karlqvist & Qvarfort, 1976). Uran och andra flervalenta katjoner med hög atomvikt (tungmetalljoner) och höga valenstal (atomer som kan förekomma i flera olika oxidationsstadier, till exempel Mn^{2+} , Mn^{4+} och Mn^{7+}) har hög geokemisk anrikningsfaktor i torv (Owen & Otton, 1995).

Det finns en positiv korrelation mellan katjonutbyte och innehåll av organiskt material. Tungmetaller visar hög geokemisk berikningsfaktor med humussyror och högt pH. Humussyror bildas vid torvbildningsprocesser och finns i redan bildad torv. ”Tannins”, det vill säga vattenlösliga sekundära växtprodukter bildar också komplex med joner i lösning (Owen & Otton, 1995).

Resultaten från Owens och Ottens studie (1995) indikerade att det eventuellt skulle gå att använda någon form av torvfilter för att adsorbera metaller ur lakvatten. Alternativt skulle man kunna konstruera en våtmark ovanpå ett torvsubstrat.

5.10.2 Nackdelar med torvfilter för rening av lakvatten

Det kan vara tänkbart att det går att rena lakvatten från gruvrestupplag genom att konstruera torvfilter eller deponera torv (Karlqvist & Qvarfort, 1976). Försök i full skala saknas dock och det går inte att dra slutsatsen att det fungerar i praktiken endast av laboratorieförsök.

Owens och Ottens studie (1995) visade att sura lösningar, till exempel sura regn, kan frigöra metaller som adsorberats i torv. Våtmarker som erhåller surt lakvatten kan delta i metallretentionen till en viss gräns då det naturliga systemets kapacitet överskrids.

5.11 Markfilter

Man känner sedan länge till att jord fungerar som reningsverk. Myrar och torvmossor är naturliga filter där metaller fångas upp. I laboratorie- och fältförsök har Carlsson och Hell (1994) försökt efterlikna naturliga betingelser och konstruera markfilter för rening av lakvatten. Vid utnyttjandet av naturmaterial med kända egenskaper kan filter för långsiktig rening konstrueras utan att risken för att det bryts ned finns (Carlsson & Hell, 1994).

Markfilter kan konstrueras av till exempel sand och en sorbent i sandens porsystem. Sanden bär den fysiska lasten på filtret och sorbenten fastlägger eller fördröjer föroreningen på väg genom filtret. Sorbentmaterial i Carlssons och Hells studier har varit bentonit, stenmjöl från bergskross och välhumifierad torv. Bentonit är kalciumrik lera som har mycket stor jonbyteskapacitet. Tungmetaller adsorberas genom jonbyte där tungmetalljoner byts mot Ca^{2+} , Na^+ , K^+ , Mg^{2+} eller H^+ . Bentonit sväller dock vid vätning och täpper till porsystemet. Torv har en mycket stor, effektiv yta där stora metallmängder kan adsorberas (Carlsson & Hell, 1994). Nedbrytningen av torv är liten under de syrefria förhållanden som råder i ett filter och beständigheten är förmodligen ”evig”, i likhet med naturens torvmossor. Ett markfilters funktioner är följande (Carlsson & Hell, 1994):

- 1) avskilja partiklar i lakvattnet
- 2) fastlägga lösta föreningar och/eller fördröja deras transport med lakvattnet
- 3) via biologisk nedbrytning reducera organiska föreningar i lakvattnet

Utfällning av en löst förening, till exempel en blyjon (Pb^{2+}) till blyhydroxid ($\text{Pb}(\text{OH})_2$), kan ske. Utfällning sker om pH höjs eller om redoxpotentialen sjunker, det vill säga om löslighetsgränsen för ett ämne ändras. Om järn i lakvattnet faller ut kan det medfälla andra metaller. Det kan dock ske en igensättning av filtret om utfällning sker i för hög grad eftersom filtrets permeabilitet förändras. Adsorption sker med hjälp av olika krafter mellan filtret (den fasta fasen) och de lösta föreningarna. Det handlar om kemisk adsorption (kovalenta bindningar och jonbindningar), elektrostatisk adsorption (jonbyte) eller fysikalisk adsorption (krafter mellan det lösta ämnet och sorbenten) (Carlsson & Hell, 1994). Utfällningar kan betraktas som ”irreversibla” medan adsorptionen är reversibel, det vill säga desorption kan ske.

Laboratorieförsöken visade att sand- och grusfilter med inblandning av torv var effektivast för rening av tungmetaller. Vid försök med filter i fullskala bestod huvuddelen av materialet av sand och grus. Försöken visade att sorbenten bör vara välhumifierad torv för att åstadkomma tungmetallreduktion. Enligt resultaten i detta försök förefaller en uppehållstid på fem dagar i filtret vara tillräcklig. I fältförsöket reducerade markfiltret metallhalterna men det var svårt att dra några definitiva slutsatser.

Sorptionskapaciteten för torv ligger sannolikt på cirka 50 g per kg torv vilket med 5% inblandning skulle innebära en sorptionskapacitet på cirka 3 ton metaller. En överslagsräkning visar att 25 000 m³ lakvatten per år kräver i storleksordningen 1000 ton filtermaterial. Kostnaderna för ett markfilter uppskattades, utifrån Carlssons och Hells försök (1994), till 15-20 kr/m³.

5.11.1 Fördelar med markfilter för rening av lakvatten

Markfilter kan ensamt utgöra reningssteg men också kombineras med andra metoder. Vid användandet av markfilter kan det dimensioneras så att det, till en början, byts ut när det mättats. På lång sikt förväntas halterna av föroreningar i lakvatten sjunka. Då detta skett kan filtret dimensioneras så att det består under lång tid. Det kan då lämnas utan tekniskt underhåll men det bör nog ändå ske viss kontrollprovtagning så att inget oförutsett inträffar.

Material till markfilter finns ofta att tillgå på plats och det är naturliga, billiga material, förutsatt att till exempel grus och torv utnyttjas. Torv som sorbent har lång livslängd och bryts inte ned på lång sikt, förutsatt att miljön är anaerob.

5.11.2 Nackdelar med markfilter för rening av lakvatten

Hur ett filter ska dimensioneras och konstrueras för att få tillräckligt lång uppehållstid kan vara komplicerat. Det finns få försök utförda i full skala. Det kan vara svårt att veta hur ett markfilter fungerar vid varierande vattenflöden, temperatur, etc.

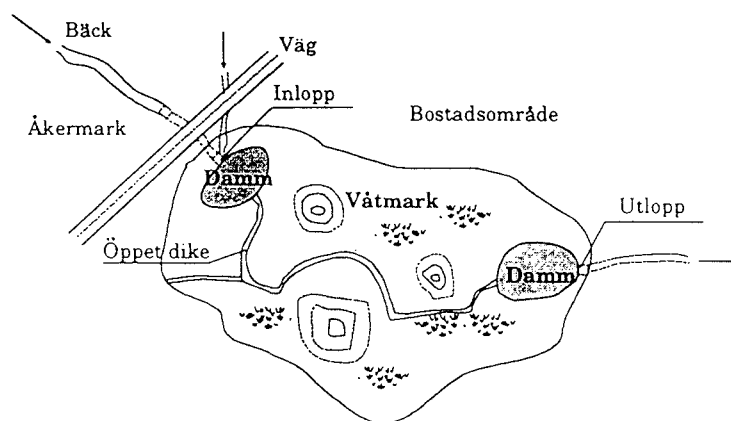
Nickelhalterna i lakvattnet påverkades inte synbart av markfiltret i Carlssons och Hells försök (1994).

5.12 Kombinationslösningar

De olika reningsmetoder som hittills presenterats överlappar varandra i många avseenden. Exempelvis finns vegetation och mikroorganismer i våtmarker och utför där sina processer. Olika reningsprocesser är olika fördelaktiga för olika föroreningar och en kombination av reningsprinciper är vanlig (Larm, 1996). Lakvattnets sammansättning styr valet av reningsmetod. I vilket/vilka steg avskiljningen sker och hur effektiv den är varierar med uppehållstid, årstid och hydraulisk belastning (Larm, 1996). I en del områden där ett naturliknande reningssystem vore önskvärt saknas kanske naturliga förutsättningar för rening och man får då konstruera de betingelser som önskas. Nedan presenteras ett par förslag på kombinationslösningar från litteraturen.

5.12.1 Kombination av våtmarker och öppna dammar

En försedimenteringsdamm och en utloppsbyggdamm ansluts till ett våtmarkssystem (Larm, 1996) (fig. 13). Dammarna har stor betydelse under den inaktiva säsongen (sen höst till och med tidig vår). Inloppsdammen utjämnar vattenflödet och fördelar det jämt över våtmarkens yta genom ett fördelningsdike.

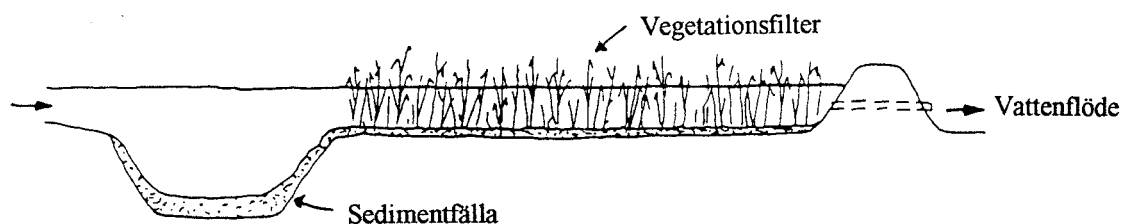


Figur 13. Exempel på ett reningssystem för dagvatten där dammar kombineras med våtmark (efter Larm, 1994).

Dammar ökar kontakttiden med vattnet och gynnar reningsprocesser som adsorption, filtrering och mikrobiell aktivitet (Larm, 1996). Dammbotten bör bestå av lera för att minska infiltrationen (Larm, 1996). I dammar skapas olika vattendjup för att varierande vegetation ska kunna etablera sig vilket leder till bättre prestanda. Dammar fungerar som sedimenteringsbassänger där partikulära föroreningar avskiljs. Här sker sedimentering, växtupptag, mikrobiell nedbrytning, utbytesprocesser botten/vatten, kemisk utfällning samt avdunstning. Växtupptag kan eventuellt reducera metaller om växterna skördas så att de

upptagna metallerna inte frigörs igen på hösten. I en damm kan även ett visst upptag av ämnen ske med hjälp av alger. I princip är det bara partikulärt bundna föreningar som avlägsnas.

Dammar bör göras långsmala med ett vattendjup på 1-2 m (fig. 14). Dammar djupare än 3 m ger stor buffringskapacitet gentemot temperaturförhöjningar under sommarhalvåret men det större vattendjupet kan leda till att skiktning med syrefritt bottenvatten uppstår (Larm, 1996). Om detta sker förändras redoxpotentialen i sedimenten och utfällda metaller kan åter gå i lösning. Faktorer som påverkar dammens reningskapacitet är uppehållstid, dammens geometri och utloppets utformning. Nackdelar med en damm är att avskiljningsgraden avtar med tiden genom ökad ackumulering av sediment. Sedimentavlagringarna på dammarnas botten måste avlägsnas för att en god rening ska bibehålls på lång sikt. Meandring av diken mellan dammar ökar kontakttiden mellan vatten och substrat.



Figur 14. Exempel på utformande av en sedimenteringsdamm med vegetationsfilter och varierande vattendjup (efter Amcoff & Magnusson, 1997).

I våtmarksdelen kan en flödesutjämning åstadkommas. Vattentillförseln måste vara kontinuerlig så att vattennivån i våtmarken bibehålls (Larm, 1996). Avskiljning av föroreningar sker genom fysikaliska, biologiska samt kemiska processer. Metaller reduceras effektivt genom adsorption och utfällning på botten. Den mikrobiella aktiviteten är en viktig reningsprocess i våtmarksdelen.

Nackdelar med våtmarksdelen är att den begränsas av faktorer som temperatur, inkommande flöde, uppehållstid, pH, markens lutning, jordart och vegetation. Den här delen av reningsystemet har en begränsad aktiv period från maj till och med september.

Exempel på kombinationssystem av dammar och våtmark finns i flera texter. Dammarna har öppna vattenytor med över- och undervattensväxter samt flytbladsväxter (Dunbain & Bowmer, 1992). Ett annat sätt att konstruera ett reningssystem är att systemet baseras på ett permeabelt substrat, till exempel grus, vilket planteras med våtmarksvegetation. Vegetationen kan utgöras av till exempel kaveldun och vass (Dunbain & Bowmer, 1992).

5.12.2 Våtmark, konstruerade bäddar och filtrerande celler

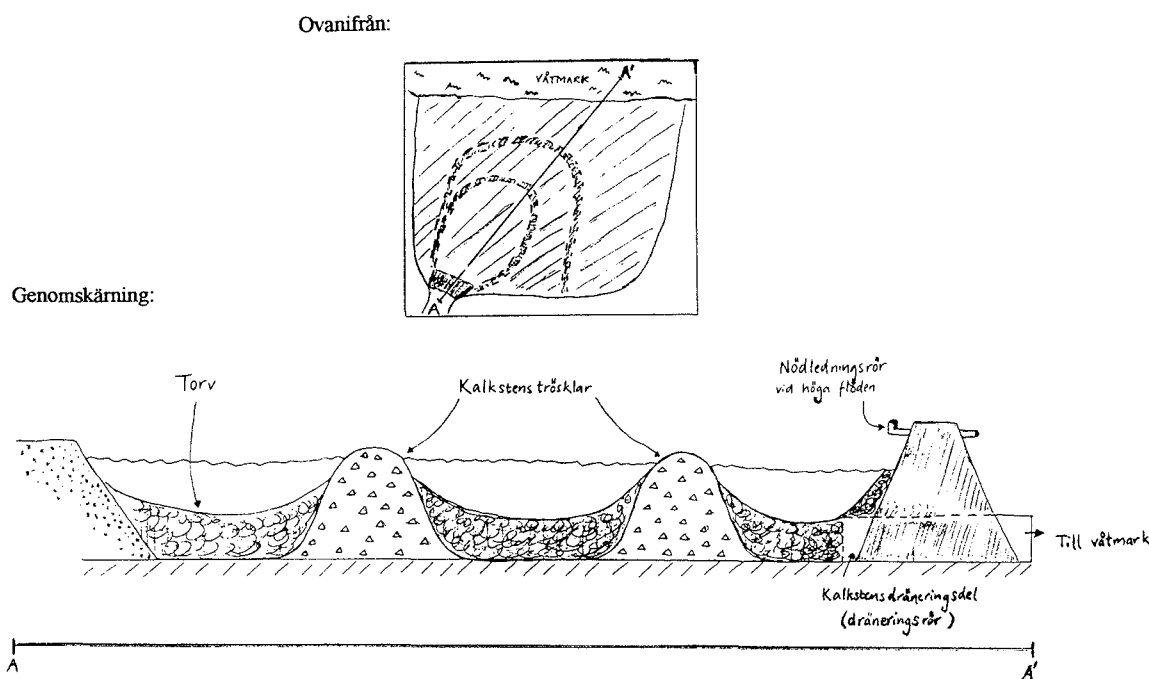
I en text beskrevs ett baskoncept för konstruerande av ett våtmarksbaserat behandlingssystem för lakvatten. Enligt konceptet skulle det konstruerade systemet bestå av diken, konstruerade bäddar och filtrerande celler (Hu, 1995). Substraten skulle utgöras av jord, sand och grus

(eventuellt av krossad kalksten). Vegetationen skulle utgöras av flytbladsväxter, submersa växter, övervattensväxter, buskar och träd. Passande växter, toleranta mot låga pH, skulle kunna vara *Scirpus spp.* (säv), *Phragmites* (vass), *Juncus spp.* (tågväxt), *Carex spp.* (starr) och *Typha spp.* (kaveldun).

Två bastyper av våtmark skulle ingå i systemet, en del med ytvattenflöde och en del med undervattensflöde. Tillgängligheten till systemet, det vill säga inflödets och utflödes struktur, spelade roll vid konstruerandet (Hu, 1995). Vidare fanns förslag på integrerade system där dammar kombineras med våtmarker och nya dammar. I ett annat exempel sägs att våtmark bör innehålla minst 0,3 m komposterat material och vara planterad med till exempel bredkaveldun eller liknande våtmarksvegetation (Dietz *et al.*, 1994).

5.12.3 Torv/kalkstenssystem kombinerat med våtmark

Ett system med ett föreningssteg och därefter en konstruerad våtmark har testats av Eger *et al.* (1997). I föreningssteget utnyttjas kalksten och torv. En serie av "kalkstenströsklar" hade anlagts och mellan dem avsnitt med torv (fig. 15). Vid utloppet av föreningssteget flödade vattnet genom ett "dräneringsrör med kalksten". Detta steg konstruerades för att höja pH och minska metallhalter, främst koppar och nickel, i lakvatten och fungerade som förenning innan vattnet leddes ut i en konstruerad våtmark.



Figur 15. Reningssystem för gruvlakvatten där vattnet först renas i en serie av kalkstens-trösklar med torvparter emellan innan lakvattnet leds ut i en våtmark. (efter Eger *et al.*, 1997).

Konstruktionen visade sig påverka pH samt koppar- och nickelinnehållet i lakvattnet. Kalksten höjde pH och i torven skedde en rad retentionsreaktioner som komplexbindning, adsorption, utfällning och sulfatreduktion. Den totala reningseffekten visade sig vara uppemot 80% metallretention. Nickel reducerades genom olika processer i torven medan koppar främst togs bort genom förändringar i pH genom upplösning av kalksten. Flödet i systemet per år var

cirka 0,3-0,7 l/s och lakvattnet, med pH ca 5,5, innehöll i genomsnitt 1 mg Cu/l, 15 mg Ni/l och 1320 mg SO_4^{2-} /l (Eger *et al.*, 1997).

Dimensionerna av systemet bestämdes av den tillgänglig ytan. En 930 m² stor damm med cirka 1 m djup grävdes. Den preparerades med kalksten och torv. Totalvolymen av torv i systemet var cirka 400 m³. Om man antar att allt substrat kan ackumulera 10,0 mg Ni/kg är den totala retentionskapaciteten för systemet cirka 400 kg nickel. Systemets livslängd kan då beräknas enligt:

$$\text{Livslängd (år)} = \frac{\text{total kapacitet}}{\text{årlig retention kg/år}}$$

En uppskattning av systemets hållbarhet föreslår att nickel kan tas bort effektivt i cirka 5-7 år i just detta system, med de nickelhalter som råder i lakvattnet.

Fördelar med ett sådant här system är att det förefaller ha en bra retentionseffekt beträffande nickel. Torv- och kalkstenssubstratet i det första reningssteget kan troligen bytas ut relativt enkelt. Våtmarken kan ses som ett extra poleringssteg och några åtgärder i denna behöver antagligen inte vidtas. Halten av järn i lakvatten som renats i detta system ligger under 1 mg Fe/l. Nackdelar kan uppkomma vid högre halter. Då finns risk för att kalkstenen täcks av järnhydroxider som faller ut på ytan. Systemet blir då inte lika effektivt och dess funktioner bromsas.

Det går att tänka sig flera olika kombinationsmöjligheter för att rena lakvatten på ett effektivt sätt. I praktiken kan olika principer för rening varieras och kombineras på många sätt men dagens kunskaper räcker inte till för att föreslå en optimal utformning (Wittgren, 1994). Det behövs mer forskning för att komma fram till "optimala" reningsmetoder.

Även andra reningsmetoder, utöver de som omnämnts här, bör beaktas, till exempel konventionell infiltration, markbäddar samt bevattning av grödor som kan utgöra råvaror för bioenergi eller andra fytokemiska produkter (Wittgren, 1994). Eventuellt kanske energiskog kan vara ett alternativ i framtiden om man lyckas kartlägga grödornas metallupptag och tolerans gentemot metaller. Upptagna metaller kan eventuellt filtreras bort vid förbränning.

5.13 "Naturens reningsmetod"

"Hur gjorde naturen"? Hur såg det ut när alunskiffer bildades för cirka 500 miljoner år sedan? Vilka miljöbetingelser rådde då? Är uran förknippat med det organiska materialet? Om naturen kunde "stoppa undan" metaller då på detta sätt, kan man då inte skapa betingelser så att naturen på liknande sätt stoppar undan metaller för framtiden idag?

De svenska alunskifferna bildades för 500-600 miljoner år sedan i grunda havsområden som då täckte stora delar av landet. De avsattes under de geologiska perioderna kambrium, ordovicium och silur (SIND PM, 1978:2). Slam fördes med vattnet och i det fanns metall- och mineralpartiklar som fälldes ut och samlades på botten tillsammans med sand, lera och andra mineral. I vattnet existerade ett rikt växt- och djurliv (SIND PM, 1978:2). Bottenvattnet var förmodligen syrefattigt vilket gjorde att döda djur- och växtdelar inte bröts ned utan bevarades mellan sedimentavlagringarna. Resterna av det organiska materialet är så kallad kerogen substans. Kerogen är en svavel- och kvävehaltig kolvätesubstans där cirka 70-90% utgörs av kol och 8% av svavel (Hessland & Armands, 1978). Det fanns ingen högre landvegetation

under den tid då alunskiffersediment avsattes men det bör ha funnits till exempel mossor (Hessland & Armands, 1978).

Alunskiffer är sammansatt av tre huvudkomponenter:

- *små kisel-mineralpartiklar
- *små kispartiklar (pyrit)
- *organiska substanser (kerogen)

De oorganiska komponenterna i alunskiffern, kisel-mineral och kis (pyrit), har bildats genom att kiselmineral (kvarts och lermineral) transporterades till alunskifferhavet från omgivande landområden (Hessland & Armands, 1978). Pyritfasen har uppkommit genom att mikrobiellt bildat svavelväte reagerat med järnföreningar och format pyrit (FeS_2). De organiska komponenterna förbinds ofta med olja. Någon olja finns däremot inte i alunskiffern. Olja kan framställas ur skifferolja som framställs ur skiffers kerogenfas.

För att något liknande alunskiffer ska bildas krävs låg syrehalt eller syrefri miljö. Tillförseln av organiskt material ska vara liten och partiklarna små (ler). Vattenrörelserna ska vara minimala. När alunskiffern bildades var vattendjupet litet och stagnationsmiljö rådde, det vill säga vattnet stod i princip stilla och det rådde syrebrist vid botten. Organismlivet var rikligt i det övre vattenskiktet. De döda organismerna sjönk till botten och bröts ned till enklare kemiska beståndsdelar av mikroorganismer. Nedbrytningen var inte fullständig utan det var snarare en förmultningsprocess som varit upphov till kerogenbildningen (SIND PM, 1978:2).

Alunskiffer har fungerat som jonfångare och tagit upp tungmetaller ur havsvattnet och fixerat dem i skiffersubstansen (SIND PM, 1978:2). Det gäller framför allt metaller som uran, vanadin, molybden men även kobolt, nickel, koppar, zink och bly. Hur detta skett finns olika teorier om. Metaller kan ha tillförts sedimenten genom transport från landtyr. Ett annat alternativ är att metallerna härstammar från döda organismer som inlagrade dem i sina kroppar (SIND PM, 1978:2). Det kan även handla om en kombination av olika processer. Någon definitiv klarhet om hur tungmetaller bundits till mineral föreligger dock inte. De är antingen bundna i distinkta mineral med bestämd sammansättning eller har, i varierande proportioner, fixerats till andra mineral eller organiska föreningar genom olika typer av kemiska bindningar. Fixeringen av metaller i sedimenten kan ha skett genom adsorption samt mikrobiell bildning av sulfidmineral (SIND PM, 1978:2).

Andra metallorganiska anrikningssammanhang med organiska kelatkomplex är möjliga. Till exempel kan klorofyll och liknande föreningar spela stor roll vid anrikning av Cu, Zn, Pb, Cd, Fe, V, Ni, U, Mo och andra metaller som förekommer i alunskifferar (Hessland & Armands, 1978). Vid fixering av metaller i syrefri miljö spelar svavelreducerande bakterier en stor roll. De erhåller energi genom att reducera sulfat till svavelväte. De har maximal aktivitet i gränssonen mellan det syrerika övre skiktet och det stagnanta underliggande skiktet i sedimenten. Där är tillgången på livsviktiga ämnen som störst. Metallfixeringen sker genom att lösta metalljoner i havsvattnet fälls ut som sulfider (Hessland & Armands, 1978).

De betingelser som rådde då alunskiffern bildades kan naturligtvis inte efterliknas idag eftersom klimatet förändrats, marken täcks inte av havsvatten och så vidare. Man kan dock ha dessa processer i åtanke när man funderar på vilka betingelser som kan skapas idag. I ett reningssystem med till exempel dammar och våtmark kan sedimentation ske och metaller begravas i sedimenten. Det finns indikationer på att mikroorganismer i till exempel en våtmark kan lagra metaller i sina kroppar. Flera olika mikroorganismer har visat sig interagera med metalljoner och ha en stor förmåga att ackumulera dem (Ledin & Pedersen, 1996).

Svampen *Rhizopus arrhizus* visade sig till exempel ha stor förmåga att ackumulera uran (Ledin & Pedersen, 1996). På grund av mikroorganismernas höga ackumulationskapacitet och selektivitet för vissa metalljoner ökar intresset av att använda sig av mikroorganismer för att rena metallförorenade vatten (Ledin & Pedersen, 1996).

6. TILLÄMPNING AV ALTERNATIVA RENINGSMETODER I RANSTAD - DISKUSSION

Det här avsnittet syftar till att koppla samman kunskap från litteraturen med den aktuella situationen i Ranstads lakrestområde. Till att börja med diskuteras allmänna aspekter på icke konventionella kontra konventionella reningsmetoder. Texten övergår i en diskussion om vad som skulle kunna vara tänkbara alternativ i Ranstadsområdet med dess specifika lakvatten. En jämförelse med dagvattenrening med avseende på metallhalter och dimensioner görs. Avslutningsvis presenteras ett par förslag på hur ett alternativt reningssystem skulle kunna utformas.

6.1 Jämförelse mellan konventionella och icke konventionella reningsmetoder

6.1.1 Konstruerande

Vid konstruerandet av ett reningssystem kan det vara enklare att bygga ett kemiskt reningsverk med en pumpanordning än att anlägga till exempel ett våtmarkssystem. Det finns specifika modeller för reningsverk och det är relativt enkelt att beräkna dimensionerna av reningen. För anläggande av ett våtmarkssystem finns inga färdiga modeller. Däremot kan ett vackert naturområde med högt rekreativvärde skapas, vilket smälter in i omgivningen i jämförelse med till exempel en uppsamlingsdamm och en reningverksbyggnad. Byggs ett reningsverk åtgår mycket byggmaterial medan det mesta av materialet för en våtmarks-konstruktion förmodligen finns tillgängligt i området.

6.1.2 Kostnadsaspekter

Det åtgår en stor engångssumma vid uppförandet av en reningsanläggning, både konventionella och naturliknande system. En konventionell reningsanläggning med kemisk rening medför därefter kostnader året runt, år efter år i och med tillsats av kemikalier. Det metallhaltiga slam som erhålls måste renas eller deponeras vilket ytterligare ökar kostnaderna.

Ett naturligt reningssystem i form av till exempel dammar och våtmark eller ett markfilter och en våtmark, innebär också en kostnad vid själva konstruerandet. Kostnaderna per år beräknas däremot bli lägre än för ett kemiskt reningsverk eftersom ett naturliknande systemet kräver lite underhåll och endast punktvisa insatser. På lång sikt minskar kostnaderna och utslaget på en längre tidsperiod blir ett sådant alternativ förmodligen billigare än kemisk rening.

Ett omfattande kontrollsystem behövs för att se till att ett naturliknande system hålls intakt och fungerar på det sätt man räknat med. För att hålla ett system av till exempel dammar effektivt, behöver dammarna bottenskrapas och tömmas på sediment. Våtmarksvegetation behöver skördas och sediment avlägsnas för att våtmarken inte ska grundas upp (Wittgren, 1994). Detta medför kostnader. Dessutom erhålls ett metallhaltigt slam att deponera någonstans, vilket i sin tur innebär ytterligare kostnader. Om de kan jämföras med de årliga

kostnader den kemiska reningen innebär är ovisst. Det varierar från område till område och från reningsalternativ till reningsalternativ samt, naturligtvis, på sammansättningen och mängder föroreningar i det lakvatten som ska renas.

I Ranstad kostar reningen av lakvattnet genom kalktillsats i reningsverket enligt uppgift cirka 1 miljon Skr om året (P. Riggare, pers. medd., 1998). Underlag för att bedöma kostnaderna för anläggning och drift av till exempel våtmarker i Sverige är liten. Tillgången på utländsk erfarenhet är också begränsad då utförliga utredningar sällan presenteras (Wittgren, 1994).

6.1.3 Tidsperspektiv

Konventionell rening (aktiva system) kräver fortlöpande insatser. Upphör kemikalietillsatserna renas inte vattnet. Alternativa reningsmetoder, så kallade passiva system, är mer eller mindre "självgående". Kontroll behövs under den närmaste tiden efter anläggandet för att se att systemet fungerar tillfredsställande. Då systemet etablerats behöver det inte kontrolleras speciellt ofta. Livslängden hos ett passivt reningssystem beror på dess kapacitet och på sammansättningen i lakvattnet det ska behandla. Man kan tänka sig att metallhalter i lakvattnet på sikt minskar och då kan systemet räcka länge. Det handlar troligen om till exempel en femtioårsperiod, då substrat behöver bytas ut och sediment avlägsnas. Därefter kan systemet vara "självgående" för en lång tid. Man kan däremot inte upphöra med kemisk rening förrän halterna i vattnet sjunkit till riskfri nivå.

6.1.4 Miljömässiga aspekter

I dagens samhälle eftersträvas samspel med naturen och ekologiska lösningar har blivit populära. Miljömässigt är det eftersträvarsvärt att anlägga naturliga reningssystem där mindre energi förbrukas och där kemikalier inte behöver användas. Ett aktivt reningssystem är energikrävande. Det åtgår energi för framställning av de substanser som tillsätts (till exempel bränd kalk) och för att hålla ett pumpsystem och reningsverk i drift. För att hålla ett passivt system igång åtgår inte någon energi som måste tillföras externt utan energi produceras i systemet självt.

Ett passivt systems funktioner måste kunna garanteras för att inte få negativa ekologiska effekter i systemet och i mottagande recipienter. Till exempel måste ett visst vattenflöde genom systemet säkras för att det inte skall torka ut och förutsättningarna förändras.

6.2 Vad skulle kunna vara aktuellt i Ranstadorrådet?

I följande avsnitt görs ett försök att lyfta fram tänkbara alternativ till kemisk rening av lakvattnet i Ranstad. Lakresten är täckt med olika markskikt för att minimera nederbördsinfiltration och lufttillträde. Konstruktionen bör medföra att läckaget av metaller på lång sikt kommer att minska och så småningom upphöra. Om man skapar ett naturliknande system med stor kapacitet/volym kan man tänka sig att man endast behöver förnya systemets delar i liten omfattning. Till en början, innan halterna har minskat nämnvärt, kommer åtgärder krävas uppskattningsvis var femte/tionde år. Efter hand blir åtgärder nödvändiga allt mer sällan för att slutligen, förhoppningsvis, inte krävas alls.

De reningsmetoder som diskuterats i föregående kapitel passar inte alla in i Ranstad. Det är dock inte uteslutet att de kan komma att vara aktuella i framtiden, allteftersom nya forskningsrön presenteras.

6.2.1 Våtmarkssystem ?

Våtmarkssystem har anlagts på flera ställen för att rena dagvatten och resultaten har varit tillfredsställande. Vid dagvattenhantering i våtmarkssystem är det oftast flödesutjämning och allmän kvalitetsförbättring som står i centrum (Wittgren, 1994). Tyngdpunkten läggs på sedimentation av partikulärt material. I dagvattenreningssammanhang är följande våtmarkstyper relevanta (Wittgren, 1994):

- * dammar
- * våtmarker med vassbildande vegetation och vegetationsfilter
- * rotzonsanläggningar
- * översilningsängar/infiltrationsvåtmarker och bevattning av vattentåliga grödor
- * sumpskogar, skogskärr och torvmossar

Det finns inte några färdiga lösningar på hur ett våtmarkssystem ska konstrueras då det varierar beroende på ett områdes förutsättningar och sammansättningen av det lakvatten som ska renas. En jämförelse mellan genomsnittliga metallhalter i dagvatten och metallhalterna i lakvattnet från Ranstad visade att de ligger inom ungefär samma intervall (se 4.2.2). Vid dagvattenrening handlar det framförallt om partikulära föreningar medan det i gruvlakvatten rör sig om mestadels lösta ämnen. Det kan därför vara svårt att jämföra behandlingsmetoder men de kan fungera som en utgångspunkt och referens. Man skulle kunna tänka sig ett våtmarkssystem för rening av lakvattnet i Ranstad. För att få en bild av vilka dimensioner på eventuell våtmark i Ranstadsområdet som kan vara aktuella skulle eventuellt dimensioneringsberäkningar för dagvattenhantering kunna användas.

Mängden dagvatten som årligen passerar Flemingsbergsvikens våtmarkssystem (se 5.4.5) har uppskattats till 1,8-2 Mm³/år (T. Larm, pers. medd., 1998). Utflödet från systemet har beräknats vara 5000 m³/dag. Systemet tar emot vatten från områden med varierande flöden. De olika behandlingsenheterna har designats efter ett flöde två gånger så stort som de årliga genomsnittsvärdena. De uppskattades utifrån följande indata: årlig nederbörd, avrinningskoefficienter och markanvändningsarea, och varierade mellan 1,24 l/s, 6 l/s, 35 l/s och 65 l/s (utflödet). Utfällningsdammen är konstruerad för ett flöde av 120 l/s. Uppehållstider i systemet varierar med flöde och har beräknats till mellan 2,5 dagar och 5,5 dagar.

I Ranstad har det årliga flödet i det dike där lakvattnet från lakresten samlas upp beräknats till 0,12 Mm³/år eller cirka 320 m³/dag. Det handlar om flöden som är cirka 15-16 gånger mindre än i den ovan beskrivna våtmarksanläggningen. Vattenföringen i lakvattensdikedet är i genomsnitt 3,7 l/s, det vill säga i den nedre delen av det intervall för dagvattenflödes-hastigheter som nämnts. Den högsta vattenföringen som uppmätts under perioden 1991-1998 är 16,1 l/s och den lägsta 0,9 l/s (Y. Stiglund, pers. medd., 1998).

Årsmedelvärden kan avvika från genomsnittliga vattenföringsvärden för längre tidsperioder. Det visar att klimatet, med avseende på till exempel temperatur och nederbörd, kan variera kraftigt. Vissa år kan flödena vara kraftiga till följd av hög nederbörd, vilket man bör tänka på vid konstruerandet av reningsanläggningar. Vid snösmältning får man räkna med att stora vattenmängder bildas och att vattenföringen ökar under avsmältningsperioden. De senaste åren har varit snöfattiga och nederbörden har fallit i form av regn. Om en sådan utveckling håller i sig, kan det medföra att man får en jämnare fördelad tillförsel av vatten med mindre toppar på våren på grund av utebliven snösmältning. Man kan dock inte anta att denna trend är bestående utan det kommer kalla vintrar med snö igen. Beräkningar bör göras för att systemet ska klara av nederbördstoppar likaväl som låg nederbörd. Det skulle påverka systemet i

motsatt riktning, det vill säga att det kan torka ut. Sediment rika på organiskt material ackumulerar metaller. Om till exempel en våtmark helt eller delvis dräneras kan oxidation göra att metaller frigörs från sedimenten (Owen & Otton, 1995). Med avseende på flödesmängder och vattenföring i Ranstad skulle det troligen inte vara några problem att anlägga en våtmark.

Problem med dagvattenhantering i våtmarkssystem är att vattentillrinningen är låg när den biologiska aktiviteten är som högst. Flödestoppar i dagvattenavrinningen, till exempel i samband med vårflod, ökar risken för resuspension av tidigare sedimenterat partikulärt material (Wittgren, 1994). Samma problem kan uppkomma vid behandling av lakvattnet i ett våtmarkssystem.

Ett våtmarkssystem i Ranstad skulle utformas annorlunda än till exempel det system som finns beskrivits för Flemingsbergsviken. I Ranstad skulle en damm för avskiljande av grovt material, fetter och olja inte behövas. Däremot skulle en damm för sedimentering av till exempel metallutfällningar vara lämplig.

Dammar kan kombineras med våtmarker med vass eller annan typ av vegetationsfilter. I Magasineringsjön, dit det renade lakvattnet i Ranstad ska ledas, finns redan befintlig vassvegetation vilken kan fungera som vegetationsfilter (fig. 16). I terrängen i anslutning till Magasineringsjön, där en eventuell våtmark skulle kunna konstrueras, finns nu vegetation i form av träd (björk och al), buskvegetation, gräs och örter (fig. 17).



Figur 16. Vassvegetationen i Magasineringsjön, dit det renade lakvattnet skulle ledas, är relativt kraftig i flera delar och skulle kunna fungera som ett vegetationsfilter.



Figur 17. Befintlig vegetation i terrängen i anslutning till Magasineringsjön utgörs av träd (till exempel björk och al), buskvegetation, gräs och örter.

Halterna av till exempel nickel i lakvattnet i Ranstad överskrider de normala värden för dagvatten som presenterats. Det behöver inte betyda att de inte går att rena lakvattnet i ett våtmarkssystem. Man ska dock vara medveten om vilka konsekvenser höga halter kan få för vatten och biota. Halterna av nickel i lakvattnet ligger på medeltal 148 $\mu\text{g/l}$. Enligt Naturvårdsverkets kriterier räknas det som hög halt och det föreligger risk för toxiska effekter på organismer i vatten. Huruvida nickel reduceras i ett våtmarkssystem eller inte finns skilda uppgifter på. Det går inte att låta vattnet passera ett våtmarkssystem utan någon form av rening där nickel reduceras.

Exempel på metallbelastning i ett våtmarkssystem med avseende på järn och mangan presenterades i en text (Hu, 1995). Halterna i inkommande vatten var 0,40-14,0 g Fe/ m^2dag respektive 0,14-2,40 g Mn / m^2dag . Halter av järn respektive mangan i Ranstads lakvatten är i medeltal 39 mg Fe/l och 3,9 mg Mn/l. Järnhalterna i lakvattnet överskrider långt de normala järnhalterna i dagvatten. Det innebär att man bör rena vattnet med avseende på järn innan det leds ut i ett våtmarkssystem. Mangan fälls ofta ut tillsammans med järn så man skulle förmodligen även kunna åstadkomma en manganreduktion i ett föreningssteg.

Fördelningen av metaller mellan sediment och lösning är känslig för förändringar i den fysiokemiska miljön. Metallernas potentiella biotillgänglighet ökar med följande parametrar: surhet, reducerande kraft, salthalt, mängden naturliga eller syntetiska organiska ligander (vilka bildar lösliga komplex med metaller som annars skulle adsorberas till fasta partiklar) (Dunbain & Bowmer, 1992). Undantag för dessa processer är metallsulfidbildning som sker under reducerande förhållanden men bara om tillräckligt med sulfat är närvarande. Biotillgängligheten av järn och mangan i vatten bestäms av redoxförhållandena och komplexbildningen med organiska föreningar samt oorganiska joner (Broberg & Jansson (red.), 1994).

6.2.2 Mikrobiella processer ?

Med anläggande av våtmark följer etablering av mikroorganismer och därmed mikrobiella processer. För att kunna utnyttja mikroorganismer för metallreduktion krävs ett anaerobt steg och tillgång på sulfat. Sulfathalterna i lakvattnet ligger i genomsnitt på 1068 mg/l (Stiglund m.fl., 1998). I jämförelse med sulfathaltsmedelvärde för Europas flodvatten på cirka 24 mg/l (Broberg & Jansson (red.), 1994), är halten i lakvattnet hög. Sulfattillgången är förmodligen tillräcklig för sulfatreducerande bakterier att utföra sina processer och genom sulfidbildning bidra till metallretentionen. Vid konstruerandet av våtmarkssystem kan betingelser för en anaerob del skapas.

Det kan finnas biologiska detoxifieringsmekanismer hos till exempel mollusker och evertebrater vilka kan koncentrera och lagra metaller i "nedbrytningskörtlar" som intracellulära granula (korn inuti cellerna) (Dunbain & Bowmer, 1992). Våtmarksväxter kan också detoxifiera en del metaller genom att transportera dem till vissnande växtdelar.

Sammansättningen i Ranstadlakvattnet, med höga nickelhalter, gör utnyttjande av mikrobiella processer, speciellt i form av sulfidbildning, aktuellt. I ett reducerande steg i en våtmark skulle nickel kunna fällas ut som metallsulfid.

6.2.3 Kalkstens-, mark- eller torvfilter ?

Utifrån resultat från studier med olika typer av filter verkar det som om tillfredsställande vattenrening kan erhållas med hjälp av sådana. Vilken typ av filter som konstrueras beror på lakvattnets sammansättning och områdets förutsättningar. Det kan vara aktuellt att anlägga någon form av filter för att rena lakvattnet i Ranstadorrådet. Där finns både kalksten och torv att tillgå. Kalkstensfilter verkar fungera effektivt för retention av metaller speciellt konstruktionerna med ALD:s som neutraliserar lakvattnet och gör att metallhydroxidfällningar. Det är troligen mest passande för lakvatten med låga pH-värden. Kalksten höjer pH och erbjuder möjlighet till metallutfällning. I Ranstad är problemet inte lågt pH då pH-värdena är neutrala. Problemen är istället höga järn-, mangan-, nickel- och uranhalter. Vid de järnhalter det rör sig om skulle troligen järnhydroxidfällningar bildas på ytan av kalkstenen och renings-effekten skulle minska relativt snabbt. Täcks kalkstensytorna av järnhydroxider kan inte andra metaller fällas ut. Möjligen skulle en fällning av mangan erhållas då mangan ofta faller ut tillsammans med järnhydroxid. Livslängden verkar bli ganska begränsad med enbart ett kalkstensfilter.

Ranstadorrådet är klassat som ett torvrikt område och stora delar utgörs av låghumifierad vitmossetorv (Larsson, 1982), vilken är en passande torvtyp för filterkonstruktion. Enligt studier förefaller torv kunna binda uran (Owen & Otton, 1995). Med avseende på lakvattnets sammansättning skulle torv, som filtermaterial, därför vara passande. Torv har stor adsorptionsyta och hög adsorptionskapacitet. I tillräcklig volym skulle ett torvfilter troligen ha lång livslängd.

Någon form av markfilter där lakvattnet får passera, fungerar enligt försök bra (Carlsson & Hell, 1994). I ett markfilter kan olika material blandas varav torv kan ingå som en komponent. Olika komponenter samverkar och har olika funktioner. Livslängden kan uppskattas utifrån torvens adsorptionsförmåga. Det behövs volymmässigt stora filter för att få lång hållbarhet.

6.3 Förslag till eventuella modeller för alternativ rening av lakvattnet i Ranstad

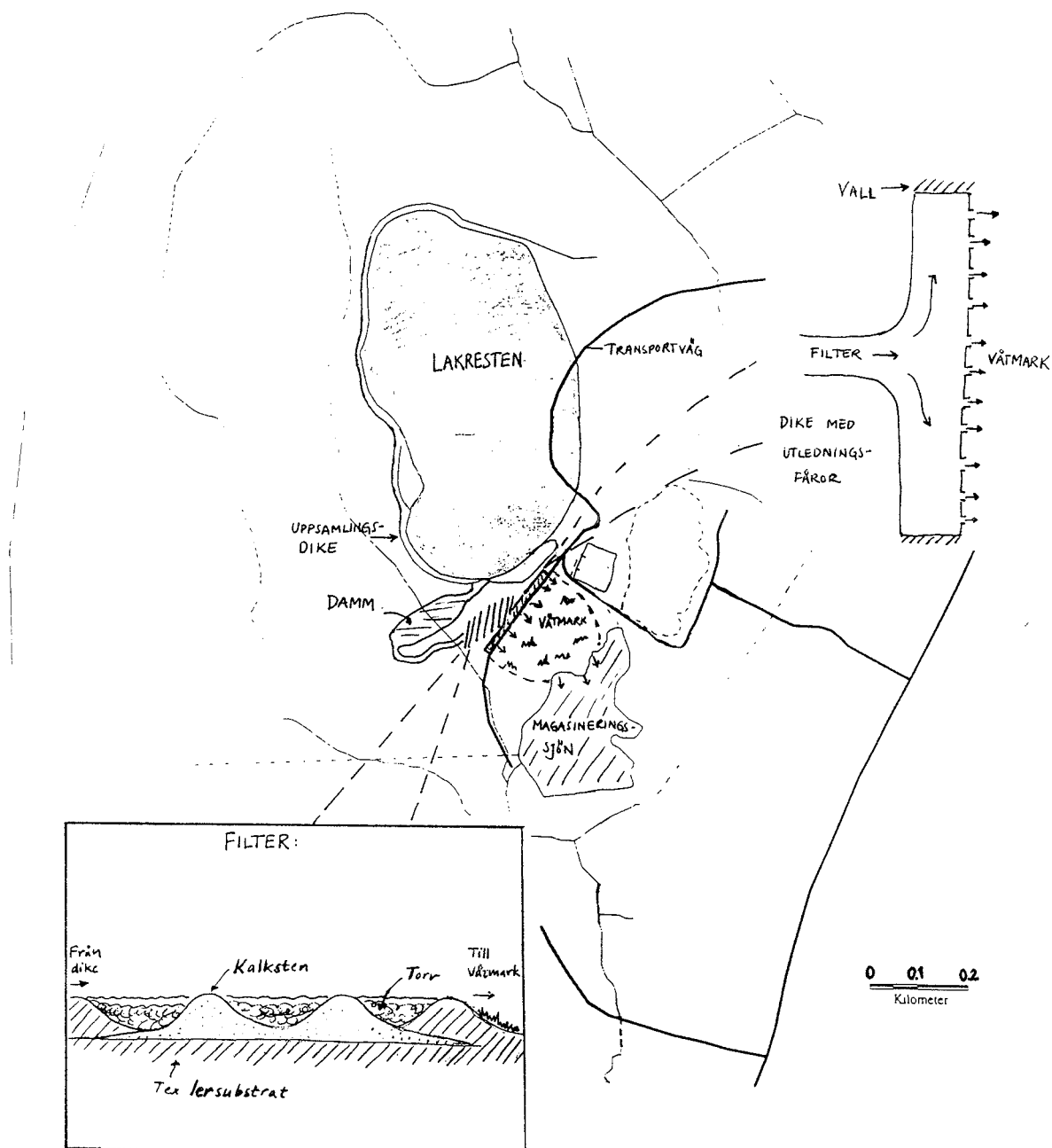
Utifrån den litteratur som studerats och kända fakta ifrån området, presenteras här ett par förslag till hur reningssystem skulle kunna utformas för att rena lakvattnet i Ranstad. Förslagen utgör en idé för hur reningen eventuellt kan se ut i framtiden, men är inte några definitiva lösningar. Material, uformning, dimensioner, etc, kräver ingående beräkningar och undersökningar.

6.3.1 Förslag till ett reningssystem i tre olika steg

Det första steget bör utgöras av ett oxiderings- och sedimenteringssteg för att huvudsakligen fånga järn och reducera järnläcket till resterande delar av systemet (fig. 19). Lakvattnet kan ledas ut i en damm där syretillgången är god och där vattnet uppehåller sig en viss tid. Utfällning av metallhydroxider, främst $\text{Fe}(\text{OH})_3$, kan ske till följd av oxidering. Även andra metallslag, som mangan, kan reduceras då det vid $\text{pH} > 6$, samfälls med $\text{Fe}(\text{OH})_3$. I en damm gäller det att ha lång uppehållstid och god syretillgång. Hydroxiderna kan, till följd av den låga vattenrörelsen, sedimentera. Lerbotten är ett passande bottensubstrat på grund av sin låga permeabilitet och stora adsorptionskapacitet. Cu, Zn, Ni, Pb, Cd kan inte fås bort med hjälp av oxidation (Kleinmann *et al.*, 1991). Detta problem kan dock lösas med ett reducerande steg eller ett filter.

Ett andra steg kan utformas som någon form av filter för att adsorbera resterande metaller, framför allt nickel och uran (fig. 18). Ett markfilter där olika material kombineras, till exempel grus och torv eller kalksten, är tänkbart. Lutning och utformning spelar roll för hur lakvattnet kommer att röra sig genom filtret (Carlsson & Hell, 1994). Utformningen har betydelse för uppehållstid och flöden vilka i sin tur påverkar kontakttiden mellan lakvattnet och de ingående komponenterna och därmed metallretentionen. Dimensionering av ett markfilter är svår att göra utan noggranna beräkningar av till exempel torvens adsorptionsförmåga. Alternativt kan filtret konstrueras som någon form av växtbädd där kalksten eller torv täcks av en biotextil som i sin tur täcks av ett moränlager och avslutningsvis ett växttäck.

Det tredje steget kan vara ett våtmarkssystem för ”finpolering” av det, vid det här laget, relativt rena lakvattnet (fig. 18). I ett långsiktigt perspektiv kommer metallhalterna i lakvattnet troligen att sjunka. Man kan tänka sig att filtrerfunktionen i de föregående stegen mattas med tiden. Våtmarken, som då torde vara väletablerad, får ta emot lakvatten som renats mindre i de föregående stegen. Uppgifter i litteraturen pekar på att metall- och sulfatretention är kopplat. När ett substrat utsätts för lakvatten under lång tid blir det ”mättat” och adsorption är inte en dominerande retentionsprocess i längden (se 5.4.3). Machemer och Wildeman (1992) jämförde i två studier adsorption och sulfidutfällning som retentionsprocesser av metaller från lakvatten i en konstruerad våtmark. Sulfatreduktion kan vara en mer bestående neutraliseringsprocess än adsorption på grund av att bildandet av HS^- joner är en bestående process medan adsorption fungerar bäst initialt.



Figur 18. Preliminär skiss av hur ett reningssystem i tre steg: sedimenteringsdamm, markfilter och våtmark, för att rena lakvattnet i Ranstad skulle kunna utformas (observera att figuren ej är skalenlig).

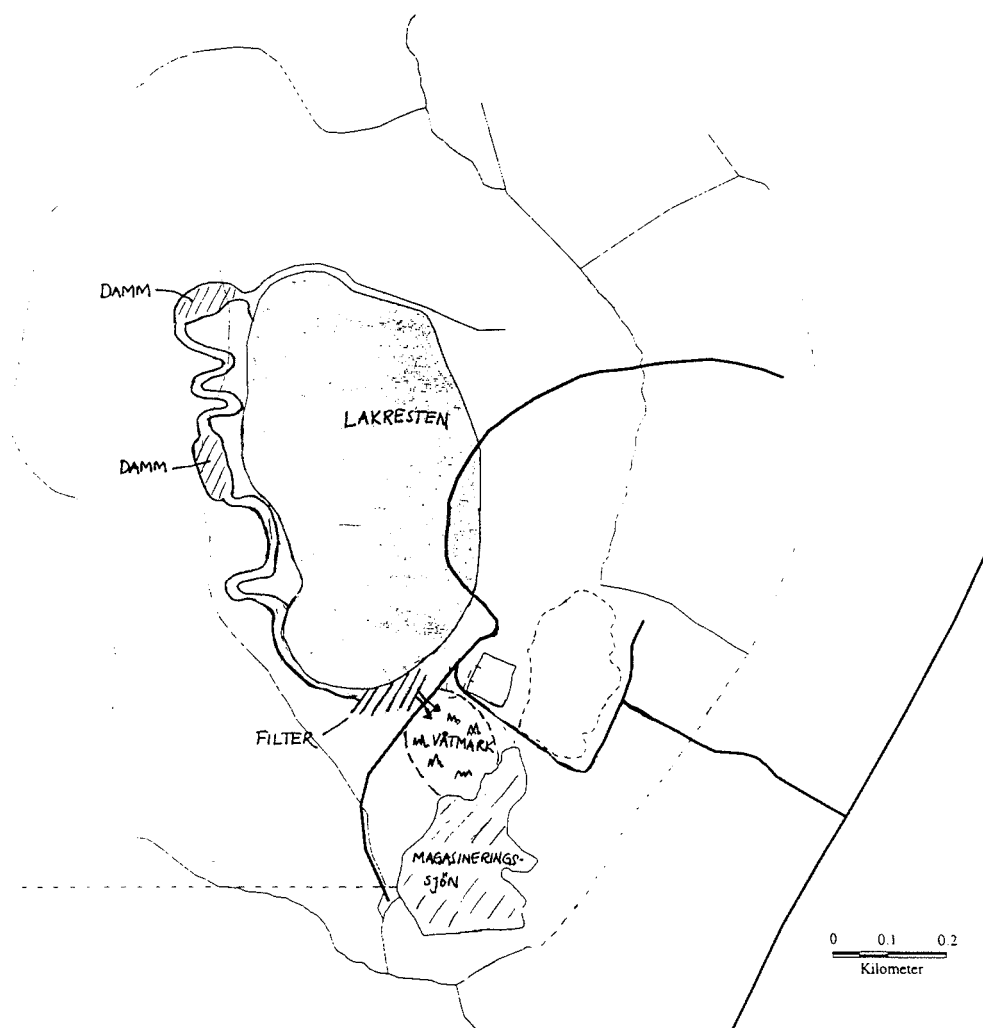
Om lakvattnets metallhalter på sikt kommer att minska kan våtmarken, eventuellt, utföra tillräcklig rening. Förmodligen kommer nya forskningsrön om växtlighetens roll, och så vidare, att komma upp och våtmarker kanske visar sig ha andra funktioner än de man känner till idag.

6.3.2 Kan uppsamlingsdiket utnyttjas?

I dagsläget samlas lakvattnet från lakresten upp i ett uppsamlingsdike runt lakresten. Det skulle vara möjligt att utnyttja hela eller delar av dikessträckan för rening. Diket kan vidgas till en eller flera dammar, eller leda till en anslutande damm, där vattnet bromsas upp och där

oxiderande förhållanden råder. Bildade metallföreningar, främst $\text{Fe}(\text{OH})_3$, kan då sedimentera och begravas i bottensedimenten. Ett metallhaltigt bottensediment skulle erhållas och dammarna skulle troligen behöva skrapas rena från sediment med några års mellanrum. I figur 19 presenteras ett förslag till hur uppsamlingsdiket kan utnyttjas. Eventuella dammar bör placeras i anslutning till de områden vid lakresten där det huvudsakliga utläckaget av lakvatten sker (jmf figur 5). Dammarna bör vara tillgängliga för exempelvis traktorer så att de kan underhållas, till exempel i form av bottenskrapning.

Nedströms en damm kan ett markfilter eller en växtbädd konstrueras varifrån lakvattnet får rinna fram. Detta kan åstadkommas genom att till exempel torv eller kalkstenskross läggs ut direkt i diket. På det sättet erhålls en lång sträcka och en stor reningsvolym på vägen ut i ett våtmarkssystem. Man skulle kunna låta diket meandra för att öka sträckan och bromsa vattenhastigheten och därmed öka uppehållstiden och ytornas kontakttid med lakvattnet. Ett alternativ är att vattnet i diket bromsas med "trösklar". De kan konstrueras av kalksten eller torvmaterial (se figur 18). Etablering av våtmarksvegetation i diket kan bromsa vattenflödet, stabilisera sedimentet och skapa förutsättningar för sedimentation och därmed retention av metaller. Utnyttjas diket i kombination med ett nedströms markfilter och ett våtmarkssystem, kan ett naturliknande reningssystemet få ökad livslängd.



Figur 19. Preliminär skiss av hur uppsamlingsdiket i anslutning till de huvudsakliga utflödena av lakvatten, vidgats till dammar och omformats till ett meandrande dike med reningsfunktion (observera att skissen ej är skalenlig).

7. SLUTSATSER

För att åstadkomma effektiv rening av lakvattnet i Ranstad, både ur ekonomisk och ekologisk synvinkel, förefaller ett naturliknande system vara ett alternativ till den kemiska rening som pågår idag. Utifrån dagens kunskaper om naturliknande system verkar en kombination av olika reningsmetoder vara det bästa i de flesta sammanhang, så också i Ranstadsområdet. Om flera olika steg kombineras förlitar man sig inte helt på en enda metod och den sortens reningsprocesser som sker där. Inträder förändringar i en del av systemet eller om dess funktioner försämras eller av någon anledning slås ut, finns de övriga delarna kvar och reningseffekten försvinner inte helt. Olika steg underlättar lokalisering av eventuella felkällor och gör det enklare att kontrollera. Ett kombinerat systemet blir, som helhet, mindre sårbart.

Väljer man en kombination av åtgärder där ett våtmarkssystem kommer att ingå bör man inte förlita sig på metallupptag i växter som reningsprocess. Det finns för få resultat som visar att det är en tillförlitlig funktion. Det finns ännu ingen forskning som visar på vilken växternas roll egentligen är. Det är dock inte uteslutit med våtmarkssystem på grund av denna aspekt. Flera andra processer i en våtmark är önskvärda och tillförlitliga. Mikroorganismer verkar spela en stor roll i och med metallretention genom sulfidbildning. Sedimentering är en annan viktig process. Där medverkar växterna genom att bromsa vattenflödet och begrava sediment.

I Ranstadsområdets lakvatten är det främst järn, mangan, nickel och uran som ska reduceras. Järn och mangan kan fällas ut i ett oxiderings- och sedimenteringssteg, till exempel i en damm. Uran kan adsorberas i torv, till exempel i ett markfilter där torv ingår. Nickel kan fällas ut i ett reducerande steg, till exempel i en anaerob del i en våtmark eller, liksom uran, adsorberas i torv.

Tillgänglig yta är inte någon begränsande faktor i lakrestområdet. Torv och kalksten finns att tillgå i området och det finns förutsättningar att skapa ett system där flera delsteg ingår.

Man ska inte räkna med att ett naturliknande reningssystem kommer att innebära att ett underhållsfritt system erhålls. Det kommer, tvärtom, att innebära en hel del arbete åtminstone till en början. Det är viktigt med kontrollåtgärder för konstruerade naturliga system. Utsläppen kommer att spädas ut av nederbörd och naturlig avrinning och bli mer eller mindre diffusa. För att bibehålla en god utsläppskontroll ställs stora krav på att vattenbalansen kan kontrolleras (Wittgren, 1994). Flödesmättnings- och modellberäkningar av god kvalitet är nödvändiga. De stora kraven på vattenbalanskontroll samt eventuell förekomst av flera utsläppspunkter gör att kontrollprogrammen för våtmarker och andra naturliga reningssystem blir relativt omfattande. Detta kan innebära att det till och med blir dyrare än konventionell utsläppskontroll (Wittgren, 1994). Detta gäller dock främst en utvecklingsfas. Därefter bör det successivt bli möjligt att förlita sig på modellberäkningar som komplement till mätningarna.

I ett uppstartningsskede är det inte billigare att välja ett naturliknande reningssystem jämfört med ett konventionellt reningsverk. Det väger däremot tungt att basera ett system på ekologiska idéer för framtidens miljö, både ur energisynpunkt och med tanke på kemikalieanvändning. Om metallhalterna i Ranstadsområdets lakvatten kommer att fortsätta minska kan det vara en god idé att investera i naturlig rening och avsluta den kemiska reningen.

8. FRAMTIDA STUDIER

Under arbetets gång har en rad frågor och funderingar väckts. Många av dem har inte litteraturen kunnat ge svar på.

Hur snabbt och effektivt renas lakvattnet i naturliknande system?

Hur långa uppehållstider behövs i de olika reningsstegen?

Vad händer i reningssystemet under sen höst/ tidig vår?

Går det bra att adsorbera järn i till exempel torv?

Fångas andra metaller samtidigt?

Vad ska man göra med ett metallmättat sediment/filter?

Vilken betydelse har vegetationen för rening av lakvatten?

Binder växter metaller? Om ja, i vilken utsträckning och vilka metaller?

Vilka växter finns/skulle kunna vara aktuella i reningssammanhang?

Hur ser deras tolerans gentemot metaller ut?

Vore energiskog ett alternativ för rening av lakvatten?

Kan den förbrännas och föroreningarna (tungmetallerna) samlas upp i filter?

Vilka effekter fås på fågel- och djurliv om ett naturliknande system anläggs?

För att få svar på några av de här funderingarna och för att finna det bästa tänkbara reningsalternativet för lakvattnet i Ranstad behöver forskning och försök utföras. Genom att sätta upp försök för att utreda olika reningsalternativ får man ett par år på sig att se vad som händer med metallhalterna i lakvattnet. Kommer de att fortsätta sjunka som de gjort fram till 1997 och var i så fall ökningen under 1997 och 1998 bara tillfällig? En ytterligare tidsperiod innan åtgärder vidtas ger en möjlighet att se utvecklingen samt att få fram en hållbar lösning.

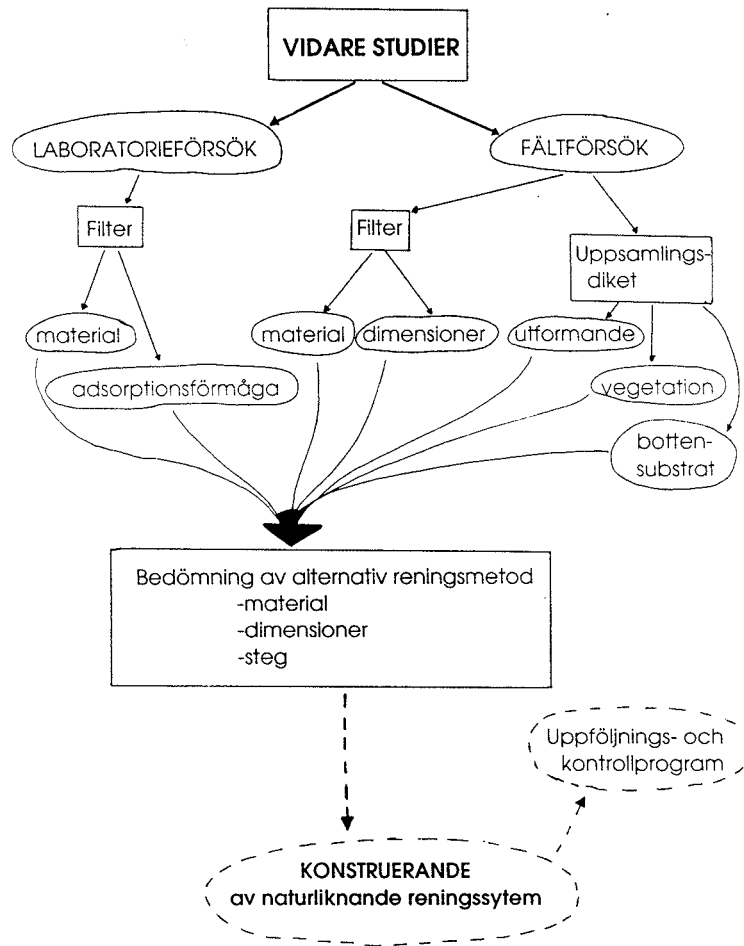
Forskning pågår på flera håll för att hitta hållbara alternativ till konventionell rening. I USA och Canada har flera reningsmetoder testats både i laboratorieförsök och försök i fält. Dessa resultat kan dock vara svåra att översätta till svenska förhållanden. I Sverige har alternativ till kemisk rening i form av till exempel övertäckning och revegetering av lakrestområden och sandmagasin utförts. Det pågår just nu ett svenskt forskningsprogram, MiMi, som är inriktat på gruvavfallshantering och alternativa reningssätt.

Innan man konstruerar ett reningssystem i stor skala i Ranstadsområdet bör olika tänkbara utfall testas. Detta kan göras dels genom laboratorieförsök och dels försök i fält (fig. 20). I laboratorieförsöken skulle adsorptionskapacitet i kalksten och torv testas och i fält skulle ett "minisystem" med olika ingående delar konstrueras och dess kapacitet undersökas.

Ett fältförsök skulle kunna utformas på följande sätt. Filter i liten skala konstrueras och en mindre mängd vatten från lakvattendiket avleds till testsystemet. Det avledda vattnet ska vara dimensionerat efter testsystemets storlek och följa årstidsvariationer. Det kan göras till exempel genom att en viss storlek på rör genom självtryck leder vatten dit. Fältförsök skulle vara nödvändigt dels för att erhålla de rätta klimatbetingelserna (temperatur, nederbörd etc.) och dels för att se etableringen av biologiskt liv (mikroorganismer etc.). Det skulle vara nödvändigt med en tidsperiod på åtminstone tre år.

I laboratorieförsök kan man testa adsorptionsförmåga och kapacitet hos olika material tänkbara att konstruera filter utav. På en kalkstensyta kan metaller adsorberas (fällas ut). Man kan bestämma partikelstorleksfördelning och därefter räkna ut den tillgängliga ytan och därefter uppskatta hur länge ett sådant filter skulle kunna räcka under givna betingelser.

Frågan är om kalkstenen skulle täckas av järnfällningar och på så vis hindra andra metaller att adsorberas. Detta skulle man kunna testa i laboratorium.



Figur 20. Schema över hur vidare studier kan läggas upp med avseende på ingående delar samt vad det ska leda fram till.

Förhoppningen är att detta arbete ska kunna användas i ett vidare steg att bedöma om det är vettigt att anlägga ett biologiskt reningssystem i Ranstadsområdet som ett av slutstegen i återställandet av landskapet.

9. TACKORD

Jag vill tacka docent Stig Ledin för handledning och uppmuntran under arbetets gång. Jag tackar vidare landskapsarkitekt Pär Söderblom, som tog initiativet till detta examensarbete, för trevliga resor till Ranstad, information om området samt diskussioner och idéer. Ett stort tack till Björn Sundblad, VBB VIAK, för information, råd och tid till diskussion. Ett tack även till Yvonne Stiglund, Studsvik Ecosafe, för information och support. Till sist vill jag tacka alla vid Avdelningen för hydroteknik, Institutionen för markvetenskap, SLU, som hjälpt till med praktiska ting, tips och annan hjälp. Tack Hans Johansson för hjälp med figurer, Kerstin Berglund för layout och Ragnar Persson för assistens med datorn.

10. REFERENSER

Litteratur:

- Amcoff, C., Magnusson, K. 1997. Omhändertagande av vägdagvatten i en anlagd våtmark i Halland. Luleå Tekniska Universitet, civivlingenjörsprogram, 1997:236 CIV. ISSN: 1402-1617
- Bennett, P.G., Ferguson, C. R. & Jeffers, T. H. 1991. Biological treatment of acid mine waters- case studies. Second International Conference on the abatement of acidic drainage. NEDEM (Programme de Neutralisation des Eaux de Drainage dans l'Environnement Minier) 1991 MEND (Mine Environment Neutral Drainage Program) Montréal. Proceedings 1.
- Birgersson, B., Sterner, O. & Zimerson, E. 1983. Kemiska hälsorisker- toxikologi i kemiskt perspektiv, upplaga 1:4, Stockholm:Hermods
- Broberg, A. & Jansson, M. (red.). 1994. Abiotiska faktorer. Kompendium 76 s. Limnologiska institutionen, Uppsala universitet, Uppsala.
- Carlsson, L., Carlstedt, A. & Hörnsten, Å. 1975. Grundvatten och uranskifferbrytning vid Ranstad- sammanfattande synpunkter. Sveriges Geologiska Undersökning, Uppsala. SGU:s kvartär- och hydrogeologiska byrå.
- Carlsson, B. & Hell, M. 1994. Rening av lakvatten i markfilter. Stiftelsen REFORSK. FoU 114. ISSN 0284-9968
- DeLaune, R. D. & Gambrell, R. P. 1996. Role of sedimentation in isolating metal contaminants in wetland environments. J. Environ. Sci. Health A31(9), 2349-2362.
- Dietz, J. M., Watts, R. G. & Stidinger, D. M. 1994. Evaluation of acidic mine drainage treatment in constructed wetland systems. International land reclamation and mine drainage conference and Third International Conference on the abatement of acid minedrainage. Pittsburgh. Vol. 2 of 4.
- Dixon, K.R. & Florian, J. D., Jr. 1993. Modelling mobility and effects of contaminants in wetlands. Environ. Toxicology and Chemistry 12, 2281-2292.
- Dunbain, J. S., Bowmer, K. H. 1992. Potential use of constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters containing metals. The Science of the Total Environment 111, 151-168.
- Eger, P., Wagner, J. R., Kassa, Z. & Melchert, G. D. 1994. Metal removal in wetland treatment systems. International land reclamation and mine drainage conference and Third International Conference on the abatement of acid minedrainage. Pittsburgh. Vol. 1 of 4.
- Eger, P., Wagner, J. R. & Melchert, G. 1997. The use of a peat/limestone system to treat acid rock drainage. Fourth International Conference on Acid Rock Drainage. Vancouver. Proceedings Volume III.
- Faulkner, B. B. & Skousen, J. G. 1994. Treatment of acid mine drainage by passive treatment systems. International land reclamation and mine drainage conference and Third International Conference on the abatement of acid mine drainage. Pittsburgh. Vol. 2 of 4.
- Flanagan, N. E., Mitsch, W. J. & Beach, K. 1994. Predicting metal retention in a constructed mine drainage wetland. Ecological Engineering 3, 135-159.
- Gambrell, R. P. 1994. Trace and toxic metals in Wetlands- A review. J. Environ. Qual. 23, 883-891.
- Grip, H. & Rodhe, A. 1994. Vattnets väg från regn till bäck, 3:e uppl., Uppsala: Hallgren&Fallgren Studieförlag AB.

- Hallberg, R. & Granhagen, J. 1996. In situ investigation of acid mine drainage from a reclamation site at Galgberget, Falun. Environmentally Sound Waste Deposition. Abstracts of research projects. Naturvårdsverket. AFR-report 116.
- Hessland, I. & Armands, G. 1978. Alunskiffer underlagsmaterial geologi. Fysisk Riksplanering, underlagsmaterial nr 1:78. SIND PM 1978:3, Stockholm. ISBN 91-38-04013-1
- Horne, A. J. & Goldman, C. R. 1994. Limnology, 2nd edition, Singapore: McGraw-Hill International editions.
- Hu, R.K.P. 1995. Application of constructed wetland systems in acid mine drainage treatment- an overview on current development and potential applications. MEND (Mine Environment Neutral Drainage Program) Technology transfer workshop. Summary notes, Sydney Workshop, June 21-22.
- Karlqvist, L. & Qvarfort, U. 1976. Torv vid lakvattenrening-laboratorieförsök. Uppsala universitet, Uppsala. Kvartärgeologiska avdelningen, Forskningsrapport 67.
- Kleinmann, R. L. P., Hedin, R. S. & Edenborn, H. M. 1991. Biological treatment of mine water- an overview. Second International Conference on the abatement of acidic drainage. NEDEM (Programme de Neutralisation des Eaux de Drainage dans l'Environnement Minier) 1991 MEND (Mine Environment Neutral Program), Montréal. Proceedings 4.
- Kuyucak, N. 1995. Conventional and new methods for treating acid mine drainage *and* Lime neutralization methods for improving sludge density and final effluent quality. Water and Earth Sciences Associated Ltd. Summary notes, Sudbury Workshops October 4/5 1995 MEND (Mine Environment Neutral Drainage Program). Presentation No. C-6.
- Larm, T. 1994. Dagvattnets sammansättning, recipientpåverkan och behandling. Utgiven av Svenska vatten- och avloppsverksföreningen, VAV i samarbete med Kungliga Tekniska Högskolan, KTH och Stockholm Vatten AB. Rapport nr 1994-06 VAV-VA-FORSK.
- Larm, T. 1996. Användning av våtmarker och dammar för rening av dagvatten. Stadsbyggnad 6, 14-19.
- Larsson, L-E. 1982. Torvtillgångar i Sverige. NE-projekt 3062 122, NE (Nämnden för energiproduktionsforskning) 1982:11.
- Ledin, M. & Pedersen, K. 1995. The environmental impact of minewastes- Roles of microorganisms and their significance in treatment of mine wastes. Avfallsforskningsrådet AFR, AFR-report 83. ISSN 1102-6944
- Ledin, M. & Pedersen, K. 1996. The environmental impact of minewastes- Roles of microorganisms and their significance in treatment of mine wastes. Earth-Science Reviews 41, 67-108.
- Lovely, D. R., Phillips, E. J. P., Gorby, Y. A. & Landa, E. R. 1991. Microbial reduction of uranium. Nature 350, 413-416.
- Lundgren, T., Malmsten, I. & Lindahl, L-Å. 1993. Gruvavfall från sulfidmalmbrytning-metaller och surt vatten på drift. Naturvårdsverkets rapport 4202.
- Löfroth, M. 1991. Våtmarkerna och deras betydelse. Naturvårdsverkets rapport 3824.
- Machemer, S. D. & Wildeman, T. R. 1992. Adsorption compared with sulfide precipitation as metal removal processes from acid mine drainage in a constructed wetland. Journal of Contaminant Hydrology 9, 115-131.
- McCleary, E.C. & Kepler, D.A. 1994. Ecological benefits of passive wetland treatment systems designed for acid mine drainage: with emphasis on watershed restoration. International land reclamation and mine drainage conference and Third International Conference on the abatement of acid minedrainage. Pittsburgh. Vol. 3 of 4.

- MEND (Mine Environment Neutral Drainage Program) Project 3.12.1. 1990. Assessment of existing natural wetlands affected by low pH, metal contaminated seepages (acid mine drainage).
- MEND (Mine Environment Neutral Drainage Program) Technology transfer workshop. 1995. Results of passive treatment at the scotchtown summit. Summary notes Sydney Workshop, June 21-22.
- Niesink, R. J. M., deVries, J. & Hollinger, M. A. 1996. Toxicology- Principles and applications, 1st edition, Florida: CRC press.
- Owen, D. E. & Otton, J. K. 1995. Mountain wetlands: efficient uranium filters- potential impacts. *Ecological Engineering* 5, 77-93.
- Petrucci, R. H. & Harwood, W. S. 1993. General Chemistry - Principles and modern applications, 6th edition, New York: MacMillan
- SGU (Sveriges geologiska undersökning). 1977. Projekt Ranstad -75 Hydrogeologiska synpunkter på planerad uranutvinning i Billingen vid Ranstad, Skaraborgs län.
- SIND PM 1978:2. 1978. Alunskiffer. Fysisk Riksplanering, underlagsmaterial nr 1:78. Stockholm. ISBN 91-38-04012-1
- Skövde Miljöforum. 1975. RANSTAD- hot mot vår bygd. Kompendium. Ansvarig utgivare Redemo, N-E., ordförande i Skövde Miljöforum.
- Stark, L. R., Williams, F. M., Stevens, S. E. & Eddy, D. P. 1994. Iron retention and vegetative cover at the Simco constructed wetland: an appraisal through year eight of operation. International land reclamation and mine drainage conference and Third International Conference on the abatement of acid minedrainage. Pittsburgh. Vol. 1 of 4.
- Stiglund, Y., Aquilonius, K., Mathisasson, K., Odenstedt, S. & Sundblad, B. 1998. Efterbehandling av Ranstad- utsläpps- och recipientkontroll 1997. Studsvik Report 98/11, Studsvik Eco&Safety AB, Nyköping.
- Studsvik AB. Informationsbroschyr: "Natural environment established at Ranstad" Studsvik AB, Nyköping.
- Söderblom&Palm. 1977. Mineralprojekt Ranstad- landskapsplan. Stencil 16 s.
- VBB. 1975. Projekt 33996 Ranstad 75- Restprodukthantering. Stencil 27 s.
- VBB. 1979. Projekt 56432 Projekt Ranstad- Brytning i dagbrott och gruva samt deponering av restprodukter. Stencil 47 s.
- Webster, H. J., Lacki, M. J. & Hummer, J. W. 1994. Biotic development comparisons of wetland constructed to treat mine water drainage with a natural wetland system. International land reclamation and mine drainage conference and Third International Conference on the abatement of acid minedrainage. Pittsburgh. Vol. 3 of 4.
- Wiklander, L. 1976. Marklära. Kurslitteratur grundkurs i marklära samt underlag för specialkurser i markvetenskap. Lantbrukshögskolan i Uppsala, Institutionen för markvetenskap.
- Wittgren, H. B. & Hasselgren, K. 1992. Naturliga system för avloppsrening och resursutnyttjande i tempererat klimat. Utgiven av Svenska vatten- och avloppsverksföreningen, VAV. Rapport nr 1992-15 VAV-VA-FORSK
- Wittgren, H. B. 1994. Våtmarker som behandlingsmetod för avloppsvatten och dagvatten- kunskapssyntes och utredning om forskningsbehov. Naturvårdsverkets rapport 4365.

Personliga meddelanden från:

- Docent Maria Greger, 1998. Botaniska institutionen, Stockholms universitet, Stockholm.
- Programchef Lars Olof Höglund, 1998. Kemakta Konsult AB, Stockholm
- Adj. professor Kjell Johansson, 1998. Institutionen för miljöanalys, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.

Civilingenjör Thomas Larm, 1998. Kungliga Tekniska Högskolan, Stockholm alt. VBB VIAK, Stockholm.

Civilingenjör Per Riggare, 1998. SKB, Stockholm.

Hydrogeolog Yvonne Stiglund, Studsvik Ecosafe, 1998. Nyköping.

Hydrolog Björn Sundblad, VBB VIAK, 1998. Nyköping.

Internet:

<http://www.ski.se/karnkraft/historia.htm> (09/24/98)

Förteckning över utgivna häften i publikationsserien

SVERIGES LANTBRUKSUNIVERSITET, UPPSALA. INSTITUTIONEN FÖR MARKVETENSKAP.
AVDELNINGEN FÖR LANTBRUKETS HYDROTEKNIK. AVDELNINGSMEDDELANDE. Fr o m 1996

- 96:1 Eckersten, H., Jansson, P-E., & Johnsson, H. SOILN model, user's manual. Version 9.1. 93 s.
- 96:2 Eckersten, H., Jansson, P-E., Karlsson, S., Lindroth, A., Persson, B., Perttu, K. & Andersson, J. En introduktion till biogeofysik, 2:a upplagan. 110 s.
- 96:3 Carlsson, H., Larsson, K. & Linnér, H. Växtnäringsstyrning i potatis. 69 s.
- 97:1 Uppenberg, S., Wallgren, O. & Åhman, M. Saturated hydraulic conductivity in an acid sulphate soil. A minor field study in the the Vietnamese Mekong delta. 45 s.
- 97:2 Djodjic, F. Avrinningsmönster i ett litet åkerområde under 40 år av successiv urbanisering. 38 s.
- 97:3 Vukovic, M. The effect of soil hydraulic properties on ground water fluctuations in a heavy clay soil. Measurements and simulations. 43 s.
- 97:4 Eckersten, H., Jansson, P-E., Karlsson, S., Lindroth, A., Persson, B., Perttu, K., Carlsson, M., Lewan, L. & Blombäck, K. En introduktion till biogeofysik, 3:e upplagan. 130 s.
- 97:5 Eckersten, H. Simulation of water flow in plant communities. SPAC model description, exercises and user's manual. 2nd edition. SPAC version 5.0. 52 s.
- 98:1 Lustig, T. Land Evaluation Methodology. Small-Scale Agro-Pastoralist Farming Systems. Agricultural community case study in the IV region of Chile. 91 s.
- 98:2 Jansson, P-E. Simulating model for soil water and heat conditions. Description of the SOIL model. 81 s.
- 98:3 Casanova, M. Influence of slope gradient and aspect on soil hydraulic conductivity measured with tension infiltrometer. Field study in the Central Zone of Chile. 50 s.
- 98:4 Ingvar-Nilsson, N. Variationsmönster hos grundvattennivåerna i skogsmark. Fältstudier i Norunda hösten 1995. 52 s.
- 98:5 Carlsson, M. Sources of errors in Time Domain Reflectometry measurements of soil moisture. 50 s.
- 98:6 Eckersten, H., Jansson, P-E., & Johnsson, H. SOILN model, User's manual. Version 9.2. 113 s.
- 98:7 Quang, v. P. Soil water flow dynamics on raised beds in an acid sulphate soil. Field study at Hoa An station, Mekong delta, Vietnam. 33 s.
- 98:8 Tri, V.K. Water flow paths during the rainy season in an acid sulphate soil. Field study in the plain of reeds of the Mekong delta, Vietnam. 40 s.
- 98:9 Eckersten, H., Jansson, P-E., Karlsson, S., Lindroth, A., Persson, B., Perttu, K., Blombäck, K., Karlberg, L. & Persson, G. Biogeofysik - en introduktion. 146 s.
- 99:1 Kindvall, T. Strukturbalkning på lerjordar - effekter på markstruktur och sockerbetsskörd. 55 s.
- 99:2 Börjesson, Erika. Naturliga system för rening av lakvatten i Ranstad - vilka är möjligheterna? 67 s.

